

XXVI

Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo

Suelo: **Legado social de edición limitada**

ACTA DE CONFERENCIAS, MESAS PANEL, TRABAJOS COMPLETOS, COMUNICACIONES Y RESÚMENES

San Miguel de Tucumán
15 al 18 de mayo de 2018

ISBN 978-987-46870-0-5

Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo Entidad Civil sin Fines de Lucro

Actas XXVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo ; compilado por Gerardo Agustín Sanzano ... [et al.]. - 1a ed . - Ciudad Autónoma de Buenos Aires : Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo -AACS, 2018.

Libro digital, PDF

Archivo Digital: descarga y online

ISBN 978-987-46870-0-5

1. Ciencias del Suelo. 2. Agricultura Sustentable. I. Sanzano, Gerardo Agustín, comp.

CDD 631.4

AACS
ASOCIACION ARGENTINA
CIENCIA DEL SUELO

COMISIÓN DIRECTIVA

ASOCIACIÓN ARGENTINA DE LA CIENCIA DEL SUELO

PRESIDENTE: **GUILLERMO STUDDERT**
VICEPRESIDENTE: **DIEGO COSENTINO**

MIEMBROS TITULARES

TESORERO: **OSVALDO BARBOSA**
PROTESORERA: **LILIANA MARBÁN**
SECRETARIA: **CARINA ÁLVAREZ**
PROSECRETARIO: **ESTEBAN CIARLO**
SECRETARIO DE ACTAS: **MARÍA ROSA LANDRISCINI**
COORDINADOR DE COMISIONES: **MIRTA GARCÍA**
VOCAL TITULAR**: MARTÍN TORRES DUGGAN**
VOCAL TITULAR**: CÉSAR BELLOSO**
VOCAL TITULAR**: RAÚL CÁCERES DÍAZ**

MIEMBROS SUPLENTES

VOCAL SUPLENTE: **GUILLERMO DIVITO**
VOCAL SUPLENTE:**ALICIA IRIZAR**
VOCAL SUPLENTE:**MARÍA BASANTA**
VOCAL SUPLENTE:**PATRICIA CARFAGNO**

REVISORES DE CUENTAS

MARIO ROSTAGNO
ALFONSO BUJÁN

XXVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo
Suelo: Legado social de edición limitada
Tucumán 2018

COMISIÓN ORGANIZADORA

XXVI CONGRESO ARGENTINO DE LA CIENCIA DEL SUELO

Presidente: **Ing. Agr. M.Sc. Gerardo Agustín Sanzano.**
Vicepresidente**: Ing. Agr. M.Sc. Roberto Daniel Corbella.**
Secretaria Ejecutiva: **Lic. Qca. Adriana Plasencia.**
Secretaria Académica: **Ing. Zoot. Dra. Natalia Banegas.**
Secretaria de Actas: **Ing. Agr. M.Sc. María de los Ángeles Quinteros**.
Tesorera: **Ing. Agr. Carolina Sotomayor**
Secretaria de Logística e infraestructura: **Lic. en Biotec. Dra. Emilce Viruel**
Secretario de Prensa y Difusión: **Ing. Agr. Juan Fernández de Ullivarri**
Secretario de Relaciones Públicas: **Ing. Agr. M.Sc. Mario Javier Tonatto**
Revisor de Cuentas: **Ing. Agr. Gerónimo Courel**
Vocal: **Lic. en Biotec. Dra. María Laura Tortora**
Vocal: **Lic. en Biotec. Dra. Marianela Maza**
Vocal: **Ing. Agr. M.Sc. Francisco Alberto Sosa**
Vocal: **Ing. Agr. Luciana Caldez**
Vocal: **Ing. Agr. Esteban Arroyo**
Vocal: **Ing. Agr. M.Sc. Héctor Sánchez**
Vocal: **Ing. Agr. Roque Correa**
Vocal: **Ing. Agr. María Florencia Benimeli**
Vocal: **Lic. Qca. Hugo Rojas Quinteros**

Estudiantes colaboradores

Karen Carrizo
Diego Maximiliano Cataldo
Marcos Fernández Bravo
Agustín Figueroa
Juan Bautista Garcia Posse
Fátima Luciana Garcia
Eliseo Kargachin Ramirez
Florencia Laguna
Emilia Lazarte
Joaquín Osvaldo Martinez
Candelaria Moyano Cornejo
Javier Nasrallah
Inés María Paz
María Isabel Pérez Zamora
Rafael Racedo Aragón

ORGANIZAN

Asociacion Argentina de la Ciencia del Suelo (AACS)
Facultad de Agronomía y Zootecnia - Universidad Nacional de Tucumán (FAZ)
Estacion Experimental Agroindustrial "Obispo Colombres" (EEAOC)
Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA)

AUSPICIAN

Universidad Nacional de Tucuman
Fundacion ArgenINTA
Gobierno de Tucumán
Ente Tucumán Turismo
Colegio de Ingenieros Agrónomos y Zootecnitas de Tucumán
Federeación Argentina de la Ingeniería Agronómica (FADIA)

PATROCINAN

AGD
ALIMENTOS NATURALES

YARA
Knowledge grows

Rivulis
Plastro
ZAFRA

IPNI

COMPO EXPERT.

PROFERTIL
Vida para nuestra tierra

BUNGE | 200

Los compiladores asumen la responsabilidad de correcciones adicionales a las realizadas por los autores en los trabajos, comunicaciones y resumenes aquí publicados. Los compiladores NO asumen responsabilidad alguna por eventuales errores tipográficos u ortográficos, por la calidad y tamaño de los gráficos, ni por el contenido de los trabajos, comunicaciones y resúmenes presentados en el CACS 2018. Solo se hicieron ligeras modificaciones de formato de acuerdo a las normas previamente establecidas.

CONFERENCIAS PLENARIAS

EXTENSIÓN: EL COMPLEMENTO FUNDAMENTAL PARA LA INVESTIGACIÓN 01
Bell, Mark

DESAFÍOS Y OPORTUNIDADES EN LOS ESTUDIOS DEL SUELO GRACIAS A LOS ÚLTIMOS AVANCES TECNOLÓGICOS 02
Rossiter, David G.

LA INCORPORACIÓN DE LA COMPLEJIDAD AMBIENTAL: UN NUEVO DESAFÍO PARA LA INVESTIGACIÓN EN LAS CIENCIAS AGRARIAS. LA AGROECOLOGÍA COMO NUEVO PARADIGMA, ALCANCES Y LIMITACIONES. 03
Sarandón, Santiago J.

MESA PANEL 1: Impacto de la gestión ambiental sobre el recurso suelo

BIORREMEDIACIÓN DE SUELOS IMPACTADOS CON PLAGUICIDAS. EMPLEO DE ENMIENDAS E INOCULACIÓN CON ACTINOBACTERIAS 04
Raimondo, Enzo E.; Aparicio, Juan D.; Bigliardo, Ana L.; Fuentes, María S.; Benimeli, Claudia S.

MANEJO INTEGRAL DE SUELOS PARA REDUCIR PÉRDIDAS DE NUTRIENTES EN EL AGROECOSISTEMA 05
Sasal, María Carolina

ALTERNATIVAS DE MANEJO DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES EN LA PROVINCIA DE TUCUMAN 06
Sotomayor, Carolina

MESA PANEL 2: Potencial de los agroecosistemas para almacenar carbono en el suelo

ALMACENAMIENTO DE CARBONO EN SISTEMAS GANADEROS 07
Banegas, Natalia

CULTIVOS DE SERVICIOS: SU ROL EN LA FORMACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO 08
Piñeiro, Gervasio y Pinto, Priscila
.

PROPUESTAS PARA MEJORAR EL MODELADO DE LA DINÁMICA DE C EN EL SUELO 09
Villarino, Sebastián H.

MESA PANEL 3: De la inundación a la sequía

MONITOREO E IMPORTANCIA DE LA NAPA FREÁTICA 10
Bollatti, Pablo. A.

EL MÉTODO "AGROHIDROLÓGICO" ORIENTADO AL MANEJO DE LOS LOTES AFECTADOS POR EXCESOS HÍDRICOS 11
Damiano, Francisco

MÁS PRODUCTIVIDAD DEL AGUA, MÁS PRODUCTIVIDAD DEL SUELO 12
Gil, Rodolfo C.

BALANCE HÍDRICO, INUNDACIONES Y SALINIZACIÓN: SU RELACIÓN CON EL USO Y MANEJO DEL SUELO EN LA LLANURA CHACO-PAMPEANA 13
Nosetto M.D., Marchesini V.A., Giménez R., García G., Houspanossian J., Ballesteros S.I., Páez R., Jobbágy E.G.

MESA PANEL 4: Fertilización inteligente

LA UTOPÍA DE LA FERTILIZACIÓN BALANCEADA DEL SISTEMA DE PRODUCCIÓN ARGENTINA 14
Correndo, Adrián A.; y García, Fernando O.

MANEJO ESPACIAL DE LA NUTRICIÓN DE CULTIVOS EXTENSIVOS 15
Espósito, Gabriel

MODELOS DINÁMICOS DEL MANEJO DE LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA 16
Melchiori, Ricardo J. M.

EXPERIENCIA EN EL NOA EN DIAGNÓSTICO, PRESCRIPCIÓN Y APLICACIÓN VARIABLE DE FÓSFORO 17
Storti, Sebastian

MESA PANEL 5: Microorganismos del suelo: una mirada a lo invisible

INFLUENCIA DEL PASTO TROPICAL (*Brachiaria brizantha* cv. Mulato) COMO CULTIVO DE COBERTURA EN LOS PROCESOS MICROBIANOS DE UN SUELO AGRÍCOLA DEGRADADO DEL VALLE DE LERMA, SALTA 18
Perez Brandan, Carolina

ROL DE LOS HONGOS EN LA TRANSFORMACIÓN DE RESIDUOS VITIVINÍCOLAS EN ABONO ORGÁNICO 19
Saparrat, Mario; Troncozo, María Inés; Balatti, Pedro

PARÁMETROS BIOLÓGICOS ASOCIADOS A DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO DE RESIDUO AGRÍCOLA DE COSECHA DE CAÑA DE AZÚCAR 20
Tortora, Maria Laura

BIOQUÍMICA Y MICROBIOLOGÍA DEL SUELO BAJO AGRICULTURA DE CONSERVACIÓN 21
Wall, Luis G.

COMISIÓN 1: Física, química y fisicoquímica de suelos

C1P1. LOS ÁRBOLES, NO LA AGRICULTURA, ACIDIFICARON LOS SUELOS PAMPEANOS 22
Alvarez, R.; Gimenez, A.; Pagnanini; F.; Recondo, V.; Gangi, D,; Caffaro, M,; De Paepe, J.L. y Berhongaray, G.

C1P2. EFECTO DE LA INTENSIFICACIÓN AGRÍCOLA Y LOS AÑOS BAJO SIEMBRA DIRECTA SOBRE LA POROSIDAD DEL SUELO 28
Behrends Kraemer, F.; Castiglioni, M.G.; Fernández, P.L.; Chagas, C.I. y Morrás, H.J.M.

C1P3. ANÁLISIS INTEGRAL DE LA SALUD DEL SUELO: LA SITUACIÓN DE TIERRAS RECUPERADAS POR UNA ORGANIZACIÓN CAMPESINA EN MISIONES, ARGENTINA 29
Biggeri, M.E; Gallardo Araya, N.L.; Vega, D; Perri, D.; Nazábal, B.; Monkes, J.; Mochi, L.; Leibovich, T.; Lopez del Valle, C.; Facio, F.; Destefano, C.; Arqueros, M.X. y Fernandez, P.L.

C1P3A. SUELOS AFECTADOS POR *Empetrum rubrum:* VARIACIONES DE LAS CARACTERÍSTICAS FISICOQUÍMICAS Y DEL BANCO DE SEMILLAS 30
Billoni, S.L.; Grima, D.O.; Haselbach, N.B..; Albarracín, J.T.; Lucero, L.L. y Bregliani, M.M.

C1P4. EL TRIGO COMO CULTIVO DE COBERTURA: EFECTO SOBRE PROPIEDADES DEL SUELO Y LA PRODUCCIÓN DE SOJA 36
Carrizo, María E.; Milanesio, Agustín; Masola, María J.; Imvinkelried, Horacio e Imhoff, Silvia del C.

C1P5. VARIABILIDAD Y ORGANIZACIÓN ESPACIAL DE LA HUMEDAD EDÁFICA SUPERFICIAL EN UNA MICROCUENCA AGRICOLA BAJO SIEMBRA DIRECTA 37
Castiglioni, M.; Sasal, M.C.; Wilson, M.G.; Oszust, J. y Gabioud, E.

C1P6. COMPARACIÓN DE DOS METODOLOGÍAS PARA DETERMINAR SILICIO DISPONIBLE EN SUELO 38
Chirkes, J.; Heredia, O.S.; Pereira H. y Korndörfer, G.H.

C1P7. VARIABILIDAD DE PROPIEDADES EDÁFICAS BÁSICAS DE SUELOS DE PAMPA DEPRIMIDA BAJO DIFERENTES USOS 39
Ciarlo, E.; Abuamscha M., Muschietti-Piana, M.d.P.; Garrote Cortinez, A. y Giuffré, L.

C1P8. ANALISIS DE PARTICIPACION DE LABORATORIOS DE SUELOS EN EL PROGRAMA PROINSA 45
Ciarlo, E.A.; Cosentino, D.J., García, M.G. y González F.A.

C1P9. FRACCIONAMIENTO DEL CARBONO ORGÁNICO BAJO AGRICULTURA CONTINÚA, EFECTO DE USO Y MANEJO EN EL CULTIVO DE TABACO 51
Colque, R.A.; Mendoza, J.N.; Torres, P.A. y Quispe, J.E.

C1P10. ATRIBUTOS FÍSICOS DEL SUELO EN AMBIENTES CON DIFERENTE POTENCIAL DE RENDIMIENTO EN SOJA 55
Condori, A.A. ; Di Mauro, G.; Bacigaluppo, S. y Salvagiotti, F.

C1P11. CATIONES INTERCAMBIABLES EN SUELO: MÉTODOS CLÁSICOS vs. MÉTODOS INSTRUMENTALES 56
Cora Jofré, F.; Perez, M.; Kloster, N. y Savio, M.

C1P12. EFECTO DE LA ALTITUD SOBRE PROPIEDADES DEL SUELO EN LA PUNA CATAMARQUEÑA 63
de Bustos, M.E.; Quiroga, E ; Biurrum, F; Aguero, W; Ahumada, R.; Álvarez; S.

C1P13. COMPACTACIÓN EN SUELOS DE TEXTURA ARENOSA. EFECTO DE LA GRADUACIÓN DE LAS ARENAS 66
de Dios Herrero, J.M.; Colazo, J.C. y Buschiazzo, D.E.

C1P14. DINÁMICA DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN SISTEMAS INTEGRADOS ENTRE LA AGRICULTURA Y LA GANADERÍA 71
de Dios Herrero, J.M; Colazo, J.C.; Saenz, C.; Guzmán, M.L. y Sager, R.

C1P15. COMPORTAMIENTO DE LAS RAICES ANTE ESTRESES MULTIPLES: EL CASO DE COMPACTACION, HUMEDAD Y OFERTA DE NUTRIENTES 74
de Marotte, F. y Rubio, G.

C1P16. INCORPORACIÓN DEL NITRÓGENO DE RESIDUOS DE COSECHA DE DISTINTA CALIDAD A LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO 80
Di Gerónimo, P.F.; Videla, C. y Studdert, G.A.

C1P17. DINÁMICA DEL CARBONO EN FRACCIONES GRANULOMÉTRICAS DURANTE LA INCORPORACIÓN DE RESIDUOS DE COSECHA DE CALIDAD CONTRASTANTE 86
Di Gerónimo, P.F.; Studdert, G.A. y Videla, C.

C1P18. VARIACIÓN INTRALOTE DE PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS EN SUELOS HALOMÓRFICOS 92
Díaz, C.C.; Apezteguía, H.P. y Aoki, A.M.

C1P19. ANÁLISIS COMPUTACIONAL DE LA RESPUESTA DE LA TOMOGRAFÍA DE RESISTIVIDAD ELÉCTRICA FRENTE A GRIETAS DEL SUELO 93
Dolinko, A.; Losinno, B. y Lemelliet, F.

C1P20. INFLUENCIA DE FACTORES EDÁFICOS Y MANEJO SOBRE FRACCIONES ORGÁNICAS LÁBILES COMO INDICADORES DE CALIDAD DEL SUELO 94
Duval, M.E.; Galantini, J.A.; Martinez, J.M. y Limbozzi, F.

C1P21. IMPACTO DEL USO SOBRE TIERRAS HIDROHALOMÓRFICAS. LUJÁN Y SAN ANDRÉS DE GILES. UNIDAD CARTOGRÁFICA 8C. 100
Faita, E.C.; Ros, M.A.; Boyadjian, A.; Bianchi, D.A.y Giordano Buiani, A.

C1P22. EVALUACIÓN DE VARIABLES HIDROFÍSICAS EN PREPARACIONES DE SUELO PARA PLANTACIÓN DE *EUCALYPTUS GRANDIS* 105
Fernandez, P.L.; Urriola, L.A.; Behrends Kraemer, F.; Castiglioni, M.G.; Lupi, A.M. y Alvarez, C.R.

C1P23. MORFOLOGIA DEL SISTEMA POROSO EN USTOLES DE LA REGION SEMIARIDA PAMPEANA. 111
Fernandez, R.; Quiroga, A.; Lobartini, C. y Noellemeyer, E.

C1P24. CALCIO SOLUBLE, GENERACIÓN DE UN MODELO PREDICTIVO EN FUNCIÓN DE PARÁMETROS DE DETERMINACIÓN RUTINARIOS EN SUELO. 116
Ferro, D.; Larrieu, L.; Merani, V.; Nughes, L.; Juan, L.; Bennardi, D. y Millan, G.

C1P25. CAMBIOS EN PROPIEDADES EDÁFICAS POR EL USO DEL SUELO EN EL SUDESTE DE SANTIAGO DEL ESTERO 122
Galizzi, F.A.; González, C.C.; Elías Tissera, M.J.; Sánchez, M.C.; Cáceres Romero, H.; Azar, A.E. y Cosci F.

C1P26. MODELO FRACTAL: APLICADO A LA DISTRIBUCIÓN DE TAMAÑO DE PARTÍCULAS EN SUELOS FRANCOS Y FRANCO ARENOSOS 128
Gelati P.R.; Sarli G.O.; Lozano L.A. y Filgueira R.R.

C1P27. EFECTO DE SECUENCIAS DE CULTIVOS SOBRE ALGUNOS PARAMETROS QUÍMICOS DEL SUELO, BAJO SIEMBRA DIRECTA E IRRIGADOS 134
Gomez, N.; Azar, E.A.; Savino, P. y Sánchez M.C.

C1P28. FRACCIONES DE FÓSFORO EN ENMIENDAS ORGÁNICAS Y SU DISPONIBILIDAD PARA EL CULTIVO 139
Goñi, L.; Laurent, G.C.; García, R.J. y Suñer L.

C1P29. FRACCIONES ORGÁNICAS Y POROSIDAD DEL SUELO BAJO DIFERENTES SISTEMAS DE LABRANZA 145
Iglesias, J.O.; Galantini, J.A.; Agamenoni, R. ; Lorenzo, S. y Bongiovani, J.

C1P30. CAMBIOS EN LAS PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO ANTE VARIACIONES EN LA COMPACTACIÓN 151
Imvinkelried, H.O.; Pietrobón, M.; Dellaferrera, I.M. e Imhoff, S.d.C.

C1P31. ESTABILIDAD DE AGREGADOS COMO INDICADOR DE CALIDAD EN SISTEMAS NATURALES Y CULTIVADOS DEL CHACO SECO 157
Irigoyen Urinovsky, K.; Arzuaga, S.A; Contreras Leiva, S.M. y Toledo, D.M.

C1P32. DISTRIBUCIÓN DE LAS FRACCIONES ORGÁNICAS Y DISPONIBILIDAD DE NITRÓGENO EN UN SUELO DEL SUDESTE BONAERENSE 158
Landriscini, M.R.; Galantini, J.A; García, R. y Forján, H.

C1P33. FRACCIONES DE CARBONO EN UN SUELO DEL CALDENAL PAMPEANO CON ROLADO SELECTIVO Y QUEMA PRESCRIPTA 164
Larroulet, M.S.; Hepper, E.N. y Galantini, J.A.

C1P34. CARACTERIZACIÓN DE GRIETAS DEL SUELO A TRAVÉS DE IMAGENES DE RESISTIVIDAD ELÉCTRICA DE ALTA RESOLUCIÓN. 165
Losinno, B.N. y Lemeillet, A.F.

C1P35. VARIACIÓN TEMPORAL DE LOS INDICADORES DE CALIDAD FÍSICA DEL SUELO BAJO SIEMBRA DIRECTA Y LABRANZA CONVENCIONAL 166
Lozano, L.A.; Soracco, C.G.; Villarreal, Rafael; Trabocchi, Osvaldo; Larrieu, Luciano; Merani, Victor y Melani, Esteban M.

C1P36. EVALUACIÓN DEL RENDIMIENTO DE SOJA Y PROPIEDADES EDÁFICAS EN DOS SUELOS ENCALADOS DE LA REGIÓN PAMPEANA 167
Machetti, N.E.; Pellegrini, A.E.; Gutiérrez, N.; Giraudo, R.; Tropeano, F.; Fernández, F.; Cosentino, D. y Vázquez, M.

C1P37. EFECTOS DEL ENCALADO SOBRE PROPIEDADES QUÍMICAS Y RENDIMIENTO EN UN HAPLUDOL DEL PARTIDO 25 DE MAYO 173
Machetti, N.E.; Pellegrini, A.E.; Bruballa, G.; Ribadulla, S.; Gelati, P.R.; Nicora, Z.; Ferro D.A.;García, M.G.; Vázquez M.E. y Cosentino D.

C1P38. INFILTRACIÓN BÁSICA Y COMPACTACIÓN DEL SUELO EN RESPUESTA A LA INTENSIFICACIÓN DE LA ROTACIÓN CON GRAMÍNEAS. 179
Malmantile, A.; Gerster, G., R.; Salvagiotti, F. y Bacigaluppo, S.

C1P39. NIVELES ALTOS DE CARBONO ORGÁNICO EN SUELOS DEL IMPENETRABLE CHAQUEÑO 182
Mansilla, N.P; Rojas J.M.; Goytía, S.Y.; Quiróz, N.

C1P40. IHO: EFECTO DE LA DISTRIBUCIÓN LATERAL DE LA COMPACTACIÓN POR TRÁNSITO DE LA MAQUINARIA AGRÍCOLA 183
Masola, M.J.; Alesso, C.A.;Ferreyra, M.; Carrizo, M.E. e Imhoff, S.

C1P41. EL TIPO DE SUELO COMO FACTOR CLAVE PARA DIFERENCIAR VINOS MALBEC DE VIÑEDOS DE ALTURA 187
Mezzatesta, D.S.; Berli, F.J.; Fontana, A.R.; Urvieta, R.A.; Ortega, P.M; Mastrantonio, L.E.; Buscema, F.G. y Piccoli, P.N.

C1P42. CALIDAD ESTRUCTURAL Y COMPOSICIÓN CARBONADA EN SUELOS DE PRODUCCIÓN AGROECOLÓGICA EN EL CHACO HÚMEDO SANTAFESINO 188
Mieres, L.N.; Roulet, M.S.; Pognante, F.; Vitti, D.; Szwarc, D.A.; Almada M.A. y Menichelli; M.

C1P43. EFECTO DE LA APLICACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS DE TAMBO EN UN CULTIVO DE MAÍZ 193
Minoldo, G.; García R.J.; Risone N.; Laurent G.; Iglesias J. y Miglierina A.M.

C1P44. IMPACTO DE LA INVASIÓN DE *HIERACIUM PILOSELLA* SOBRE PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL SUELO EN PASTIZALES FUEGUINOS 199
Moretto, A.S.; Pancotto, V.; Escobar, J.; Mansilla, R. y Cipriotti, P.A.

C1P45. EFECTOS ACUMULADOS EN 7 AÑOS DE CULTIVOS DE COBERTURA SOBRE MATERIA ORGÁNICA Y PROPIEDADES FÍSICAS 200
Oderiz, J.A.; Uhaldegaray, M.G.; Frasier, I.; Fernández, R.; Amiotti, N. y Quiroga, A.

C1P46. ¿LA FÍSICA Y EL AGUA DEL SUELO INFLUYEN SOBRE LOS RENDIMIENTOS?: ANÁLISIS BAJO TRES SISTEMAS DE MANEJO 201
Osinaga, N.; Aciar, M.; Osinaga, R.; Mamaní, C.; Navas, J.; Gutierrez, D.; Delgado, R.; Ducci, A.; Herrera, J.; Lorenzo, J. y Riva, L.

C1P47. CAPTACION, USO Y CONVERSION DE AGUA POR EL CULTIVO DE SOJA EN ARGIUDOLES COMPACTADOS Y DESCOMPACTADOS 207
Peralta, G.E.; Taboada, M.A. y Rubio, G.

C1P48. DESARROLLO DE UNA METODOLOGIA PARA EVALUAR A CAMPO LA CALIDAD ESTRUCTURAL DE SUELOS BAJO SIEMBRA DIRECTA 208
Peralta, G.E.; Mortola, N.A.; Bressan, E.M.; Romaniuk, R.I. y Laghi, J.D.

C1P49. CRECIMIENTO Y FUNCIONALIDAD DE RAÍCES DE SOJA EN PERFILES DE SUELO CON DISTINTA CALIDAD ESTRUCTURAL 209
Peralta, G.E.; Taboada, M.A.; Kantolic, A.G. y Rubio, G.

C1P50. APLICACIÓN DE EFLUENTES DE TAMBO COMO ALTERNATIVA DE FERTILIZACIÓN, FLUJO DE AGUA Y LIXIVIACIÓN DE NITRATOS 216
Peretti, R.M.; Forni, M.; Nicollier, J.; Zuber, S.; Imhoff, S.; Marano, R.P. y Ghiberto, P.J.

C1P51. COMPARACION DE MÉTODOS PARA DETERMINAR LA DISPONIBILIDAD DE FOSFORO EN SUELOS DEL VALLE CENTRAL DE CATAMARCA 221
Pernasetti O.B.; Bustos E.S; Salas M.D.; Córdoba A.F; Alurralde A.L. y Campos V.

C1P52. COMPORTAMIENTO DEL ÁCIDO 2,4-DICLORO-FENOXIACÉTICO EN SUELOS DE ARROCERAS DE LA PROVINCIA DE CORRIENTES 222
Pila, A.N.; Dalurzo, H.C. y Jorge, N. L.

C1P53. IMPACTO DE APLICAR VINAZAS EN SUELOS PRODUCTIVOS DE CAÑA DE AZÚCAR 228
Portocarrero, R.; Correa, M.A.; Vallejo, J. y Fernández de Ullivarri, E.

C1P54. DISPONIBILIDAD DE FÓSFORO EN SUELOS CON DIFERENTES TEXTURAS Y APLICACIÓN DE CARBONATO DE CALCIO 229
Rasche Alvarez, J.W.; Rolón Paredes, G.A.; Lares Cuevas, D.H.; Rojas Cáceres, A.; González Blanco, A.N. y Rheinhermer dos Santos, D.

C1P55. LA FORESTACIÓN Y FRACCIONES ORGÁNICAS EN SUELOS ARENOSOS DEL CENTRO OESTE DE CORRIENTES ARGENTINA 234
Rey Montoya, T.S.; Grancic, C.E.; Fernández López, C.; Fabrizio de Iorio, A. y Gallardo Lancho, J. F.

C1P56. INFLUENCIA DE SUELOS CONSTRASTANTES EN EL VIGOR DE CVS. DE *VITIS VINÍFERA* L. 235
Roig, F.; Berli, F.; Mastrantonio, L.; Casamitjana, N. y Piccoli, P.

C1P57. IMPLEMENTACION DE MUESTRAS PATRONES INTERNAS EN EL LABORATORIO DE SUELOS DE LA EEAOC TUCUMAN 236
Rojas Quinteros, H.; Morandini M.; Madrid F.; Navarro Dimarco J. y Arroyo E.

C1P58. RELACIONES ENTRE VARIABLES EDÁFICAS EN SUELOS DE UN MONTE NATIVO Y AGRÍCOLAS AFECTADOS POR INCENDIOS 241
Rubenacker, A.; Dionisi, C.; Vettorello, C. y Ceppi, S.

C1P59. EFECTO DEL TIPO DE ESTRUCTURA EDÁFICA SOBRE LA ACTIVIDAD MICROBIANA EN UN ARGIUDOL TÍPICO 242
Sainz, D.; Behrends Kraemer, F.; Fernández, P.; Carfagno, P.; Eiza, M. y Chagas, C.

C1P60. CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA Y CONECTIVIDAD DE POROS EN CAMPO Y EN LABORATORIO EN TRES SUELOS DE LA REGIÓN PAMPEANA 243
Soracco, C.G., Villarreal, R.; Oderiz, A.; Lozano, L.; Salazar, M.P.; Irizar, A. y Melani, E.M.

C1P61. EFECTO DE LA APLICACIÓN DE VINAZA CRUDA EN PROPIEDADES QUÍMICAS Y FÍSICAS DEL SUELO 244
Sotomayor, C.; Morandini, M.; Sanzano, G.A. y Rojas Quinteros, H.

C1P62. ¿INFLUYE LA SALINIDAD EN LOS PARÁMETROS FÍSICOS DEL SUELO? 245
Tarditti, A.J y Heredia, O.S.

C1P63. EL USO DEL TEST DE PROCTOR PARA LA REDUCCIÓN DE LA COMPACTACIÓN DEL SUELO 251
Vázquez, J.M.; Reposo, G.; Rojo, V.; Martínez, M.; Mur, M. y Guecaimburú, J.M.

C1P64. DINÁMICA TEMPORAL DE GLIFOSATO EN UN SUELO BAJO SIEMBRA DIRECTA Y LABRANZA CONVENCIONAL 257
Villarreal, R.; Soracco, C.G.; Lozano, L.A.; Vittori, S.; Salazar, M.P; Melani, E.M. y Marino, D.

C1P65. FRACCIONES GRANULOMÉTRICAS EDÁFICAS Y SU RELACIÓN CON LAS FORMAS DE FÓSFORO BAJO DIFERENTES ROTACIONES DE CULTIVOS 258
Vilmar García, A.; Suñer, L.; Galantini, J. y Forján, H.

C1P66. PÉRDIDA DE SUELOS EN SISTEMAS INTENSIVOS CON RIEGO DE LOS VALLES TEMPLADOS DE JUJUY 259
Vilte,C.E.; Diez Yarade, L. y Torres, C.

COMISIÓN 2: Biología de suelos

C2P1. TASA DE RESPIRACION EN INCEPTISOLES DE LA PROVINCIA DE CORRIENTES BAJO USO FORESTAL 265
Acosta, M.G.L.; Gómez, R.J.; Contreras Leiva, S.M. y Toledo, D.M.

C2P2. MACROFAUNA EDÁFICA ASOCIADA A SISTEMAS CON CULTIVO DE ALDODÓN, EN EL NORTE DE SANTA FE 269
Almada, M.S.; Masin, C.E.; Cruz, M.S.; Demonte, M.J.; Plem, S.C.; Guastavino, J. y Mieres, L.

C2P3. DINÁMICA DE COMUNIDADES MICROBIANAS EN SISTEMAS SILVOPASTORILES DEL CENTRO ESTE DE SANTIAGO DEL ESTERO 274
Anriquez, A.L.; Barrionuevo, M.C.; Dominguez, N.J.; Silberman, J.E. y Albanesi, A.S.

C2P4. ESTIMACIÓN DE LA ACTIVIDAD ENZIMÁTICA DEL SUELO EN FUNCIÓN DEL TIEMPO BAJO DISTINTAS ALTERNATIVAS DE MANEJO 275
Bortolato, M.; Schiavón, M.E.; Toresani, S.; Ferreras, L. y Fiori, E.G.

C2P5. AGRICULTURA SUSTENTABLE: INOCULACIÓN EN SOJA CON CEPAS DESNITRIFICANTES 279
Bruno, C.; Thuar, A. y Castro, S.

C2P6. COMPOSICION Y ABUNDANCIA DE POBLACIONES FUNGICAS Y BACTERIANAS Y SUS ACTIVIDADES: RESPUESTA AL MANEJO AGROECOLOGICO 280
Chavarria, D.N.; Pérez Brandan, C.; Serri, D.L.; Meriles, J.M; Restovich, S.B.; Andriulo, A.E.; Jacquelin, L. y Vargas Gil, S.

C2P7. LA INTENSIFICACION DE LAS ROTACIONES DE CULTIVOS MODIFICA LAS ACTIVIDADES ENZIMATICAS DEL SUELO 286
Covelli, J.M.; Gabbarini L.A.; Robledo, N.B. y Wall L.G.

C2P8. RIZOBIOS NATIVOS NODULANTES DE *MEDICAGO SATIVA* CON POTENCIAL BIOFERTILIZANTE 287
Di Barbaro, María Gabriela; Andrada, Horacio Enrique; Alurralde, Ana Lilia; Viale, Sixto Raúl y Batallán Morales, Silvana Rosa

C2P9. RESPUESTA DE LA MICROBIOTA A LA APLICACIÓN DE BIOCHAR EN SUELOS CON DIFERENTES GRADOS DE DETERIORO EDÁFICO 288
Dominchin, M.F.; Verdenelli, R.A., Aoki, A.; Marín, R.H.; Vargas Gil, S. y Meriles, J.M.

C2P10. AISLAMIENTO DE ADN PARA ANÁLISIS MOLECULAR DE COMUNIDADES MICROBIANAS A PARTIR DE SUELOS PATAGÓNICOS 289
El Mujtar, V.A.; Prack McCormick, B.P.; Cardozo, A.; De Grazia J. y Tittonell, P.A.

C2P11. ANÁLISIS PRELIMINAR DE COMUNIDADES DE HONGOS MICORRÍCICOS ARBUSCULARES EN RIZOSFERAS DE *CYNARA CARDUNCULUS* 290
Fernández Di Pardo, A.; Mancini, M.; Cravero, V. y Gil-Cardeza, M.L.

C2P12. EVALUACIÓN DE ALTERNATIVAS AL MONOCULTIVO DE SOJA A TRAVÉS DE LA DIVERSIDAD DE HONGOS MICORRICICOS ARBUSCULARES 291
Fernandez-Gnecco, G.A.; Barbieri, P.A.; Consolo, V.F. y Covacevich, F.

C2P13. EL ANÁLISIS DE LÍPIDOS DEL SUELO PERMITE DIFERENCIAR SUELOS CON DIFERENTE INTENSIDAD DE ROTACIÓN DE CULTIVOSA. 292
Ferrari, E.; Covelli, J. y Wall, L.G.

C2P14. EVALUACIÓN DEL COMPORTAMIENTO DE *EISENIA ANDREI* COMO INDICADOR BIOLÓGICO DE UN SUELO AGRÍCOLA TRATADO CON HERBICIDAS 298
Ferremi, A.; Hergenrether, P. e Introcaso, R.

C2P15. CANGREJALES DEL PARQUE NACIONAL CAMPOS DEL TUYÚ. CARACTERIZACIÓN FISICOQUÍMICA Y ACTIVIDAD ENZIMÁTICA DEL SUELO 304
Ferreri, N.A.; Abarca, C.L.; Troncozo, M.I.; Larrieu, L.; Millán, G.; Merani, V.H.; Cabello, M.N. y Elíades, L.A.

C2P16. ANALISIS METAGENÓMICO DE SUELOS CON DIFERENTE INTENSIFICACIÓN Y DIVERSIFICACIÓN DE LA ROTACIÓN DE CULTIVOS 305
Figuerola, E.; Frene, J.P.; Erijman, L. y Wall L.G

C2P17. MODIFICACIÓN DEL MÉTODO TRADICIONAL DE EXTRACCIÓN DE NEMATODOS FLOTACIÓN-CENTRIFUGACIÓN 306
García, R.J.; Comezaña, M.M. y Rodríguez, R.A.

C2P18. RESPUESTA DE LA COMUNIDAD ALGAL AL IMPACTO DEL CASTOR 309
González Garraza, G.; Moretto, A.S; Escobar, J. y Mansilla, R.

C2P19. ¿ACTUAN LOS COMPOST COMO INOCULO DE ENZIMAS MICROBIANAS? 310
Gonzalez-Polo, M.; Satti, P.; Crego, P. y Mazzarino, M.J.

C2P20. EFECTO DE LOS APORTES AÉREOS Y DE RAÍCES DE MELILOTUS SOBRE MICROORGANISMOS DEL SUELO 316
Gregorutti V.C. y Caviglia O.P.

C2P21. MORFOLOGÍA DE UN CILIADO (PROTISTA) EDÁFICO DEL PARQUE PROVINCIAL SALTO ENCANTADO, MISIONES 322
Küppers, G.C.; Alfaro, E.R.[1] y González Garraza, G.C.

C2P22. PRÁCTICAS AGRÍCOLAS Y SU EFECTO SOBRE LA MICORRIZACIÓN, NUTRICIÓN FOSFATADA Y PRODUCCIÓN DEL CULTIVO DE TOMATE 323
Lorenzo, M.G.; Furlán, D.A.; Martinez, L.E., Miño, P.C. y Mesa, I.A.

C2P23. CAMBIOS EN LA ACTIVIDAD DE HONGOS FORMADORES DE MICORRIZAS NATIVOS EN RESPUESTA AL AGREGADO DE CALCITA 330
Mañana, B.; Vacca, S.; Barbieri, P.A.; Sainz Rozas, H.R. y Covacevich, F.

C2P24. IMPACTO DE LA FERTILIZACIÓN A LARGO PLAZO SOBRE LA ESTRUCTURA Y FUNCIONALIDAD DE LA COMUNIDAD MICROBIANA 336
Ortiz, J; Faggioli, V.S. ; Ghio, H.; Boccolini, M.F. ; Ioele, J.P.; Tamburrini, P. ; García, F. y Gudelj, V.

C2P25. EVALUACIÓN DE PRÁCTICAS AGROECOLÓGICAS EN LA PRODUCCIÓN DE SOJA Y FUNCIONALIDAD DE LA COMUNIDAD MICROBIANA 342
Ortiz, J.; Faggioli V.S.; Gabbarini L.; Baigorria T.; Pegoraro V.R.; Boccolini M.F. y Cazorla C.R.

C2P26. INFLUENCIA DE *Brachiaria brizantha* COMO CULTIVO DE COBERTURA EN LOS PROCESOS MICROBIANOS DE UN SUELO DEGRADADO 343
Pérez Brandan, C.; Huidobro, J.; Alvarez, M.D. ; Meriles, J.M. y Vargas Gil, S.

C2P27. GRUPOS FUNCIONALES DE BACTERIAS PGPB EN EL INTESTINO DE LOMBRICES (Anélidos) EN FINCA DE CAÑA DE AZÚCAR 349
Picón, M.C.; Teisaire, E.S. y Bellone, C.H.

C2P28. MOSTAZA PARA CONTROL DE NEMATODOS FITOPATÓGENOS Y SU EFECTO EN LA BIOTA DEL SUELO. 350
Quinteros, M.; Boggiatto, E.; Sanchez, H.A.; Gallac, M.; Picon, M.C.

C2P29. EFECTO DEL RIEGO POR GOTEO EN LAS POBLACIONES DE MICRORGANISMOS DEL SUELO EN UN CULTIVO DE LIMONEROS 351
Quinteros, M. ; Sanchez, H.A. ; Boggiatto, E.; Picon, C.; Gallac, M.

C2P30. RESPIRACIÓN MICROBIANA EN ROTACIONES DE CULTIVOS 352
Quiñónez Vera, L.R.; Cubilla Andrade, M.M.; González Blanco, A.N.; Rasche Álvarez, J.W.; Fatecha Fois, D.A., González Cáceres, E.; Duarte Monzón, A.D. y Santacruz, D.E.

C2P31. EFECTOS DE LA INTENSIFICACIÓN Y DIVERSIFICACIÓN DE LA ROTACIÓN DE CULTIVOS SOBRE LOS MICROAGREGADOS DE SUELO 355
Robledo N.B, Gabbarini L.A y Wall L.G.

C2P32. EFECTO DEL GLIFOSATO SOBRE PARÁMETROS MICROBIANOS DEL SUELO 356
Rodríguez, H.A.; De Grazia, J.; Gagey, M.C.; Barrios, M.B.; Sokolowski, A.C. ; Prack McCormick, B.P. y Paladino, I.R.

C2P33. COMPORTAMIENTO TEMPORAL DE VARIABLES ORGÁNICAS DEL SUELO EN DIFERENTES AMBIENTES BAJO AGRICULTURA CONTINUA 357
Rodríguez, H.A.; Arakelián, D.A., De Grazia, J.; Gagey, M.C.; Barrios, M.B.; Prack Mc Cormick, B.P. y Sokolowski, A.C.

C2P34. BIOCONTROL DE *Sclerotinia Sclerotiorum* POR CEPAS DE *BACILLUS* EN EL CULTIVO DEL POROTO (*Phaseolus vulgaris* L.) 358
Sabaté, D.C.; Huidobro, J.; Alvarez, M.D.; Audisio, M.C. y Pérez Brandan, C.

C2P35. TOMOGRAFÍA DE RESISTIVIDAD ELÉCTRICA: ¿TÉCNICA PARA DETERMINAR LAS MODIFICACIONES EN SUELOS CON HORMIGAS CORTADORAS DE HOJAS? 363
Sabattini, J.A.; Diaz, E.L.; Hernandez, J.P.; Cian, J.C., Sabattini I.

C2P36. FUNCIONES DE LA COMUNIDAD MICROBIANA COMO EJES DEL ÍNDICE DE CALIDAD DEL SUELO 370
Serri, D.L; Oberto, R.; Chavarría, D.; Boccolini, M.; Galarza, C.; Chiófalo, S.; Manrique, M.; Sueldo, R.; Fernández Belmonte, M.C; Miranda, J.; Alvarez, C.; Vettorello, C.; Bustos, N.; Apezteguía, H.; Mattalia, L.; Cholaky, C.; Mortola, N.; Romaniuk, R. y Vargas Gil, S.

C2P37. DIVERSIDAD MICROBIANA DEL SUELO: PERFIL FOSFOLIPÍDICO DE LAS COMUNIDADES EN RESPUESTA A LA INTENSIFICACIÓN AGRÍCOLA SUSTENTABLE 371
Serri, D.L.; Chavarría, D.; Salvagiotti, F.; Bacigaluppo, S.; Meriles, J. y Vargas Gil, S.

C2P38. RESPUESTAS BIOQUIMICAS DE LOS MICROORGANISMOS DEL SUELO A LA IMPLEMENTACION DE SISTEMAS SILVOPASTORILES 372
Silberman, J.E.; Albanesi, A.S.; Medina, J. y Grasso, D.

C2P39. AVANCES EN EL USO DE BIOFERTILIZANTES EN SORGO AZUCARADO SOBRE SUELOS SALINO-SÓDICOS DE TUCUMÁN 373
Tonatto J.; Tortora M. L.; Casen S.y Romero E. R

C2P40. EFECTO DE LA INTENSIFICACIÓN AGRÍCOLA SUSTENTABLE SOBRE INDICADORES MOLECULARES Y BIOQUÍMICOS EDÁFICOS 378
Vallasciani, M.; Ferreras, L; Toresani, S; Boccolini, M; Bortolato, M; Schiavón, M.E.; Ortíz, J.; Fiori, E.G. y Saperdi, A.

C2P41. DESCOMPOSICION DE RESIDUOS Y ACTIVIDAD MICROBIANA: EFECTO DEL CAMBIO DE USO DEL SUELO 384
Viruel, E.; Banegas, N.R.; Nasca, J.A. y Maza, M.

C2P42. EFECTO DE LA INTERSIEMBRA PASTURA-MAÍZ SOBRE LA MICROBIOTA EDÁFICA EN SISTEMA PASTORIL BOVINO DEL CHACO SEMIÁRIDO 385
Viruel, E.; Maza, M., Nasca, J.A. y Banegas, N.R.

COMISIÓN 3: Fertilidad de suelos y nutrición vegetal

C3P1. INVASIÓN DE *LIGUSTRUM LUCIDUM* EN BOSQUES DE *CELTIS EHRENBERGIANA*: IMPACTO EN LAS PROPIEDADES DEL SUELO 386
Abarca, C.L.; Merani, V.H.; Larrieu, L.; Millán, G.; Barrera, M.D.; Ferreri, N. y Velazquez, M.S.

C3P2. CAÑA DE AZÚCAR: FERTILIZACIÓN NITROGENADA DE BAJO IMPACTO AMBIENTAL 392
Alonso, L.G.; Leggio Neme, M.F.; Fernández González, P.E.; Quintana, Diego y Romero, Eduardo R.

C3P3. RESPUESTA A LA FERTILIZACION NITROGENADA EN TRIGO DEL SURESTE Y CENTRO DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES 393
Álvarez, L.; Pugliese, G.; Saks, M. y Noellemeyer, E.

C3P4. EL USO DEL SUELO AFECTÓ MÁS AL FÓSFORO INORGÁNICO QUE AL ORGÁNICO EN LA REGIÓN PAMPEANA 399
Alvarez, R.; Gangi, D.; Caffaro, M.; Molina, C. y Berhongaray, G.

C3P5. MODELIZACIÓN DEL IMPACTO DE LA COSECHA DE RASTROJO SOBRE EL CARBONO ORGÁNICO DE SUELOS PAMPEANOS 403
Alvarez, R. y De Paepe, J.L.

C3P6. LA MINERALIZACIÓN DE NITRÓGENO CONTROLA LA PRODUCTIVIDAD DE LOS SUELOS PAMPEANOS 409
Alvarez, R.; De Paepe, J.L.; Gimenez, A.V.; Recondo, V.; Pagnanini, F.; Mendoza, M.R.; Caride, C.; Ramil, D.; Facio, F. y Berhongaray, G.

C3P7. ESTADO ACTUAL DE SATURACIÓN CON BASES EN HAPLUDOLES DEL OESTE DEL ÁREA AGRÍCOLA DE TUCUMÁN 413
Arroyo, E.A.; Aranda, N.D., Sanzano, G.A., Rojas Quinteros H.C. y Navarro Di Marco J.P.

C3P8. ENCALADO EN SUELOS SUBTROPICALES DEL NORESTE ARGENTINO 417
Barbaro, S.; Iwasita, B.; Guerrero, D.; Bálsamo, M.; Sosa, D.; Moretti, L.; Albarracín, S. y Alvarenga, F.

C3P9. DISTANCIAMIENTO ENTRE HILERAS Y EFICIENCIA DE USO DE FOSFORO EN MAÍZ BAJO SIEMBRA DIRECTA 418
Barbieri, P.A.; Echeverría, H.E.; Sainz Rozas H.R., y Andrade, F.H.

C3P10. RESPUESTA DEL CULTIVO DE SOJA (*Glycine max.*) AL AGREGADO DE ZINC Y BORO 423
Barbieri, P.A.; Sainz Rozas, H.R.; Echeverría, H.E.; Salvagiotti, F.; Ferraris, G.H.; Sánchez, H.A.; Caceres Diaz, R.O. y Bustos, A.N.

C3P11. BALANCE DE NUTRIENTES EN SUELOS DE TAMBOS 429
Berhongaray, G.; Cañada, P. y Palladino, R.A.

C3P12. RELACIONES ENTRE VARIABLES EDÁFICAS, DE BIOMASA Y RENDIMIENTO EN CULTIVARES DE MANDIOCA IMPLANTADOS EN CORRIENTES 433
Bertollo, J.d.J.; Paredes, F.A. y Medina, R.D.

C3P13. INDICADORES DE LA RESIDUALIDAD DE LA FERTILIZACIÓN CON P Y S EN UNA SECUENCIA AGRICOLA 434
Biassoni, M.M.; Gutiérrez Boem, F.H.; Vivas, H. y Salvagiotti, F.

C3P14. IMPACTO DE LA AGRICULTURIZACIÓN: ANÁLISIS DE TRES PARÁMETROS DE LA FERTILIDAD DEL SUELO 435
Bocchio, M.V.; Alonso, A.; Almirón, A.; Requesens, E.; Narvaja, V. y Mestelan, S.

C3P15. FERTILIZACION NITROGENADA EN EMERGENCIA Y ANTESIS EN CEBADA CERVECERA, USO DE CURVAS DE DILUCIÓN COMO HERRAMIENTA DE DIAGNOSTICO 436
Boero, J.J.; Gomez, F.M.; Prystupa, P.; Ferraris, G.N. y Gutierrez Boem, F.H.

C3P16.USO DE ÍNDICES ESPECTRALES COMO DIAGNOSTICO DE NUTRICIÓN NITROGENADA EN CEBADA CERVECERA 442
Boero, J.J.; Gomez, F.M.; Prystupa, P.; Urricariet, S.; Ferraris, G.N. y Gutierrez Boem, F.H.

C3P17.USO DE DIGESTATO COMO BIOFERLIZANTE DERIVADO DE LA GENERACIÓN DE BIOGÁS 448
Bongiovanni M.D., Marzari R. y Amin, S.

C3P18. APORTE DE LA FERTILIZACIÓN FOSFATADA DE LARGO PLAZO A LAS FRACCIONES ORGÁNICAS DE FÓSFORO DEL SUELO 454
Bressan, E.S.; Appelhans, S.C.; Barbagelata, P.A., y Melchiori, R.J.M.

C3P19. FITASAS PURIFICADAS COMO ALTERNATIVA PARA APROVECHAR EL P ORGÁNICO DEL SUELO 460
Caffaro, M.M,; Hernández, A.I. y Rubio, G.

C3P20. FERTILIZACIÓN CON BORO EN PAPA PARA INDUSTRIA 461
Cassino, M.N.; Fioriti, P.; Giletto, C.M.; Zamuner, E.C. y Barbieri, P.A.

C3P21. EFECTO DEL TIPO DE SUELO Y COMPOST EN LA DISPONIBILIDAD Y RIESGO DE PÉRDIDA DE P 466
Castán, E.; Gonzalez-Polo, M.; Satti, P. y Mazzarino, M.J.

C3P22. DOSIS OPTIMA DE N Y EUN EN MAÍZ PARA DISTINTAS ZONAS DE MANEJO 472
Cerliani, C.; Esposito, G.; Gastaldi, L. y Naville, R.

C3P23. DIGESTATOS DE BIOGÁS COMO FUENTE DE NUTRIENTES PARA LA PRODUCCIÓN DE BIOMASA DE CENTENO 473
Chilano, Y.; Bongiovanni, M.D.; Amín, M.S.; Marzari, R.; Mattalia, M.L.; Barlasina, V. y Sgarlatta, B.

C3P24. NUTRICIÓN VEGETAL Y SIMBIOSIS MICORRÍCICA ARBUSCULAR EN ESPECIES FORRAJERAS ANTE EL AUMENTO DEL FÓSFORO EDÁFICO 478
Chippano, T.; Fernández López, C.; Cofré, N.; Mendoza, R. y García, I.

C3P25. EVALUACIÓN DE FERTILIZANTES NITROGENADOS EN LIMONERO (*Citrus limón*) EN TUCUMÁN 479
Correa, R.; Sosa, F.; Romero, J.; Navarro Di Marco, J.; Sanzano, A. y Rojas Quinteros, H.

C3P26. DIAGNÓSTICO DE FERTILIDAD EN SUELOS BAJO PRODUCCIÓN ORGÁNICA EXTENSIVA: UN CASO DE ESTUDIO 485
De Siervi, M.; Grandoli, I. y Tolaba Tugues, M.A.

C3P27. CAMBIOS EN UN ARGIUDOL AL IMPLEMENTAR SISTEMAS AGRICOLAS INTENSIFICADOS 486
Díaz-Zorita, M.; Poggio, S.L. y Peper, A.M.

C3P28. APLICACIÓN DE ESTIÉRCOL DE FEEDLOT: EFECTO SOBRE EL CULTIVO DE MAÍZ Y ALGUNAS PROPIEDADES DE SUELO 491
Diez, M.; Lardone, A.; Barraco, M.; Sardiña, C. y Méndez, D.

C3P29. EL NITRÓGENO INCREMENTA LA PROTEÍNA EN GRANO Y SUBPRODUCTOS DE GIRASOL 496
Diovisalvi, N.; Reussi Calvo, N.; Izquierdo, N., Echeverría, H.; Divito, G. y García, F.

C3P30. COMPARACIÓN DE MÉTODOS PARA DETERMINAR NITRÓGENO EN GRANO DE GIRASOL 502
Diovisalvi, N.; Izquierdo, N.; Reussi Calvo, N. y Echeverría, H.

C3P31. FERTILIZACIÓN FOSFATADA CON ENMIENDAS ORGÁNICA E INORGÁNICA EN MAÍZ CHIPÁ (*Zea mays* L. subsp. amylacea (Sturtev)) 508
Duarte, A.D.; González, E.; Quiñonez, L.R.; Enciso, D.; Rasche, J.W. y Leguizamón, C.A.

C3P32. CONTRIBUCION DE LA FIJACIÓN BIOLÓGICA DEL NITRÓGENO Y RESPUESTA A LA INOCULACION EN ARVEJA Y VICIA 513
Enrico, J.M.: Piccinetti, C.F.; Barraco, M.R.; Agosti, M.B.; Eclesia, R.P. y Salvagiotti, F.

C3P32A. FERTILIZACIÓN CON AZUFRE: EFECTO SOBRE LA CALIDAD INDUSTRIAL DEL TRIGO PAN EN EL SUDESTE BONAERENSE 514
Eriksen, K.; Carciochi, W.D.; Divito, G.A.; Abbate, P.E.

C3P33. DENSIDAD ÓPTIMA DE SIEMBRA EN MAIZ Y SU INTERACCION CON LA OFERTA NITROGENADA 520
Esposito, G.; Cerliani, C. y Naville, R.

C3P34. COMPOST DE CORRAL DE ENCIERRO DE FEEDLOT: MINERALIZÓN DEL N EN MEZCLAS CON SUELO 521
Facciuto, S.; Alonso, A.G.; Oliva, F.; Lett, L.A.C. y Mestelan, S.A.

C3P35. APLICACIÓN DE FERTILIZANTES ORGÁNICOS-PELLETS CON SEMBRADORAS CONVENCIONALES 522
Ferrari, J.L; Dosanto, A.M.; Tittonell, P.A.; Reuque, R. y Gazzotti, J.I.

C3P36. EXTRACCIÓN DE BASES DEL MODELO PRODUCTIVO, EN LOS SUELOS DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES 526
García, M. G y Presutti, M.

C3P37. ¿QUE SUCEDE CON LAS FORMAS DE FÓSFORO CUANDO SE UTILIZAN CULTIVOS DE COBERTURA EN SUELOS DEGRADADOS? 532
Giannini, AP.; Irizar AB. y Andriulo, AE.

C3P38. MICRONUTRIENTES EN SUELOS SEGÚN DOS SOLUCIONES EXTRACTORAS: MODELOS DE CORRELACIÓN ENTRE MEHLICH-3 Y DTPA-TEA 533
Giannini Kurina, F.; Balzarini, M.; Rampoldi, E.A. y Hang, S.

C3P39. INDICES ESPECTRALES PARA MONITOREAR EL ESTRÉS DE N EN PAPA PARA INDUSTRIA 539
Giletto, C.; Ortega, V.; Mateos Inchauspe, F.; Cambareri, M. y Echeverría, H.

C3P40. EVALUACIÓN DEL NDVI PARA DELINEAR ZONAS DE MANEJO DE NITRÓGENO PARA EL CULTIVO DE MAÍZ 545
Girón, P. y Pagani, A.

C3P41. N Y S EN CEBADA CERVECERA: EFICIENCIAS DE UTILIZACIÓN Y SUS COMPONENTES 552
Gómez, F.M.; Boero, J.J.; Prystupa, P; Ferraris, G. y Gutiérrez Boem, F.H.

C3P42. EFECTO DE DOS TIPOS DE FERTILIZANTES FOLIANRES SOBRE EL CRECIMIENTO Y RENDIMIENTO DEL CULTIVO DE ALGODÓN 558
Gomez N.A.; Pastori Saino, N.d.L. y Sanchez M.C.

C3P43. VALORIZACION INICIAL DE ESTRATEGIAS DE FERTILIZACION EN LA REGION PAMPEANA 564
Grasso, A.A. y Diaz-Zorita, M.

C3P44. ALTERNATIVAS PARA INCREMENTAR LA SUSTENTABILIDAD EN SECUENCIAS BASADAS EN EL CULTIVO DE SOJA 569
Gudelj, V.J.; Gudelj, O.E.; Conde, M.B.; Lorenzon, C.A.; Vallone, P.S. y Galarza, C.M.

C3P45. CONTRIBUCIÓN DE LAS RAÍCES Y LA FIJACIÓN BIOLÓGICA AL BALANCE DE NITRÓGENO EN SOJA. 575
Kehoe, E.; Rubio, G. y Salvagiotti, F.

C3P46. RESPUESTA A NITROGENO DEL TRIGO CONTINUO EN UN ENSAYO DE LARGA DURACION BAJO SIEMBRA DIRECTA 576
Kiessling, R.J.; Martinez, J.M. y Ron, M.M.

C3P47. DISPONIBILIDAD DE CATIONES BÁSICOS EN SUELOS AGRÍCOLAS Y PRÍSTINOS DE LA REGIÓN PAMPEANA 582
Larrea, Gastón. E.; Sainz Rozas, Hernán.; R.Eyherabide, Mercedes.; Puricelli, Marino. M. y Wyngaard, Nicolás

C3P48. VARIABILIDAD ESPACIAL DE CATIONES BÁSICOS EN SUELOS AGRÍCOLAS Y PRÍSTINOS DE LA REGIÓN PAMPEANA 588
Larrea, G.E.; Sainz Rozas, H.R; Puricelli, M.M.; Eyherabide, M. y Wyngaard, N.

C3P49. CONCENTRACIÓN DE FÓSFORO EN PECÍOLO COMO INDICADOR DEL ESTADO NUTRICIONAL EN EL CULTIVO DE PAPA 593
Lattour, K.; Zamuner, E.C.; Reussi Calvo, N.I. y Echeverría, H.E.

C3P50. EFECTO DE LA FERTILIZACION DEL CULTIVO DE COBERTURA EN AMBIENTES CONTRASTANTES DEL NOROESTE BONAERENSE 598
Lobos, M.; Miranda, W.; Rampo, M.; Barraco, M. y Girón P.

C3P51. FACTORES QUE CONDICIONAN LA DISPONIBILIDAD DE FÓSFORO EN SUELOS BAJO SIEMBRA DIRECTA DEL SUDOESTE BONAERENSE 604
López, F.M.; Duval, M.; Martínez, J.M.; Gabarini, L. y Galantini, J.

C3P52. EFECTO DE LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA (DOSIS X MOMENTO) SOBRE LA CALIDAD DEL GRANO DE TRIGO PAN 610
Manlla, A.; Castellarín, J. y Magnano L.

C3P53. TECNOLOGÍAS DE FERTILIZACIÓN CON ZINC EN MAÍZ 611
Martínez Cuesta, N.; Carciochi, W.; Sainz Rozas, H.; Eyherabide, M.; Wyngaard, N.; Colazo, J.C.; Ferraris, G.; Salvagiotti, F. y Barbieri, P.

C3P54. RESPUESTA A LA FERTILIZACIÓN CON BORO EN MAÍZ 617
Martínez Cuesta, N.; Wyngaard, N.; Sainz Rozas, H.; Eyherabide, M.; Carciochi, W. y Barbieri, P.

C3P55. EFECTO DE LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA EN TRIGO CONTINUO SOBRE EL NITRÓGENO MINERALIZABLE DEL SUELO 623
Martínez, J.M.; Kiessling, R.J. y Ron, M.M.

C3P56. PROGNOSIS DE NITRÓGENO EN PAPA PARA INDUSTRIA EN EL SUDESTE BONAERENSE 629
Mateos Inchauspe, F.; Giletto, C.; Reussi Calvo, N. y Echeverría, H.E.

C3P57. EFECTO DEL AGREGADO DE LOMBRICOMPUESTO EN LA PRODUCCIÓN DE ROSELLAS (*Hibiscus sabdariffa* L.) 635
Mijaluk, A.D. y Rojas, J.M.

C3P58. EFECTO DEL FRACCIONAMIENTO DE NITRÓGENO EN CEBADA PARA AMBIENTES CONTRASTANTES DE LA REGIÓN PAMPEANA 640
Orcellet, J.M.; Reussi Calvo, N.I; Queirolo, I.; Sainz Rozas, H. y Prystupa, P.

C3P59. COMPARACIÓN DE FUENTES NITROGENADAS EN TRIGO Y MAÍZ 646
Pautasso, J.M.

C3P60. FERTILIZACIÓN DE AVENA Y RAIGRÁS 652
Pautasso, J.M. y Quinodóz, E.

C3P61. UN NUEVO ENFOQUE DE LA TELEDETECCIÓN PARA LA PREDICCIÓN DEL RENDIMIENTO DEL MAÍZ Y MANEJO DE NITRÓGENO 658
Peralta, N.R.; Di Matteo, J.A.; Ferreyra, J.M; Melchiori, R.; Sainz Rosas, H. y Bianchini, A.

C3P62. RELACIÓN ENTRE EL ÍNDICE DE SPAD Y NITRÓGENO FOLIAR EN RESPUESTA A DIFERENTES TIPOS DE EFLUENTES PECUARIOS 662
Peretti, R.M.; Imvinkelried, H.; Ghiberto, P.J. e Imhoff, S.

C3P63. APORTE DE NUTRIENTES MEDIANTE EFLUENTES LÍQUIDOS DE CERDO, RENDIMIENTO Y ESTADO NUTRICIONAL EN MAÍZ 663
Peretti, R.M.; Rivero, G.; Nicollier, J.; Zuber, S. y Ghiberto, P.J.

C3P64. LAS RESPUESTAS DE MAIZ Y SOJA A LA FERTILIZACION CON FOSFORO VARIAN SEGÚN CONDICION PRODUCTIVA SITIO-ESPECIFICA 667
Pérez, G. y Díaz-Zorita, M.

C3P65. SUSCEPTIBILIDAD A LA ACIDIFICACIÓN EDÁFICA POR EXTRACCIÓN DE NUTRIENTES BÁSICOS POR LA AGRICULTURA EXTENSIVA BONAERENSE. 673
Presutti, M.E.

C3P66. USO DE SENSORES DE CANOPEO PARA CALCULAR LA DOSIS ÓPTIMA ECONÓMICA DE NITRÓGENO EN CEBADA 679
Queirolo, I.M.; Reussi Calvo, N.I.; Sainz Rosas, H.R.; Prystupa, P. y Divito, G.A.

C3P67. ¿ES SIMILAR LA RESPUESTA DE TRIGO Y CEBADA AL APORTE DE NITRÓGENO POR MINERALIZACIÓN? 685
Reussi Calvo, N.I.; Queirolo, I.; Sainz Rozas, H.; Prystupa, P.; Diovisalvi, N.; Divito, G.A. y Echeverría, H.

C3P68. ÍNDICE DE CALIDAD QUÍMICA DE CUATRO GRANDES GRUPOS DE SUELOS DEL DEPARTAMENTO MERCEDES, CORRIENTES 691
Rey Montoya, T.S.; Matteio, J.P.; Sanabria, M.C.; Grancic, C.E.; Garay, J.M., Ybarra, D.D. y Kurtz Ditmar, B.

C3P69. APORTE NUTRICIONAL DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA EN SISTEMAS PRODUCTIVOS DE GRANOS DE TUCUMAN 692
Robledo, G.E., Morandini, M., Sanzano, G.A.; Rojas Quinteros, H.C., Devani, M.R., Gamboa, D. y Daniel, F.

C3P70. EFECTO DE LA APLICACIÓN DE CAL AGRICOLA SOBRE EL PH, ALUMINIO Y FÓSFORO EN UN ULTISOL 697
Rojas Cáceres, A.; Lares Cuevas, D.H.; Rolón Paredes, G.A.; González Cáceres, E.; Rasche Álvarez, J.W.; Duarte Monzón, A.D.; Quiñonez Vera, L.R.y Rheinhermer dos Santos, D.

C3P71. SORCIÓN DE P DE LOS MOLISOLES FRANCO LIMOSOS DEL CENTRO DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA (ARGENTINA) 701
Rollán, A.A.; Bachmeier, O.A.y Moreno, M.A.

C3P72. EXTRACCIÓN Y BALANCE DE MACRONUTRIENTES EN CAÑA DE AZÚCAR CON RIEGO POR GOTEO Y EN SECANO 702
Romero, J.I.; Sanzano, G.A. y Romero, E.R.

C3P73. PARTICIÓN DE BIOMASA Y NUTRIENTES EN CAÑA DE AZÚCAR CON RIEGO POR GOTEO Y SECANO 708
Romero, J.I.; Sanzano, G.A. y Romero, E.R.

C3P74. USO DEL CLOROFILÓMETRO PARA DETERMINAR LA DOSIS OPTIMA ECONÓMICA DE NITRÓGENO EN MAÍZ 713
Sainz Rozas, H.; Reussi Calvo, N.I. y Barbieri, P.

C3P75. PRODUCTIVIDAD Y CALIDAD DEL CULTIVO DE TRIGO: EFECTO DEL AMBIENTE Y LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA Y AZUFRADA 719
Saks, M.; Alvarez, C.; Scherger, E. y Peinetti, N.

C3P76. FUENTES DE FÓSFORO CON PROMOTORES DE CRECIMIENTO EN MAÍZ CHIPA (*Zea mays* L. subsp. amylacea (Sturtev)) 723
Salvador, L.S.; Duarte, A.D.; González, E.; Quiñonez, L.R.; Enciso, D. y Rasche, J.W.

C3P77. REQUERIMIENTOS DE NUTRIENTES EN SOJA: CURVAS DE DILUCION Y ACUMULACION E INDICE DE COSECHA 727
Salvagiotti, F.; Barbagelata P.; Barraco, M.; Condori, A.; Di Mauro, G.; Enrico, J.; Echeverría, H.; Ferrari, M.; García, F.; Gudelj, V.; Ortez, O.; Rotundo, J. y Ciampitti, I.

C3P78. PROMOTORES DE CRECIMIENTO EN COMBINACION CON DOSIS DE NITROGENO EN MAIZ DULCE IRRIGADO 728
Servían Rojas, J.J.; Quiñónez Vera, L.R.; Rasche Álvarez, J.W.; Fatecha Fois, D.A., González Cáceres, E.; Duarte Monzón, A.D., Enciso Santacruz, D.

C3P79. EFECTO DEL ZINC SOBRE EL RENDIMIENTO Y CONTENIDO DE ALMIDÓN DE LOS TUBÉRCULOS DE PAPA PARA INDUSTRIA 731
Silva, S.E.; Vismara, M.; Almada, .C.; Giletto, C.M.; Ceroli, P.S.; Zamuner, E.C. y Echeverría, H.E.

C3P80. CAMBIOS EN LAS FORMAS DEL ZN DEL SUELO PROMOVIDOS POR LA APLICACIÓN DE RESIDUOS AVIARES COMPOSTADOS. 737
Tysko, M. y Loperfido, J.J.

C3P81. CONTRIBUCIÓN DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA A LA DISPONIBILIDAD DE NITRÓGENO EN EL CULTIVO SUCESOR 743
Uhaldegaray, M.G.; Oderiz, J.A.; Scherger, E.D.; Frasier, I.; Fernández, R.; Pérez, M.; Quiroga, A. y Zalba, P.

C3P82. ¿EL RENDIMIENTO DE TRIGO Y MAIZ ES AFECTADO POR EL ENCALADO EN EL SUDESTE BONAERENSE? 749
Vacca, S.; Sainz Rozas, H.; Wyngaard, N.; Reussi Calvo, N.; Ehyerabide, M.; Echeverría, H. y Barbieri, P.

C3P83. UMBRALES DE NITRÓGENO EN SUELO PARA RENDIMIENTO Y PROTEÍNA EN GIRASOL 755
Vacca, S.; Diovisalvi, N.; Divito, G.; Reussi Calvo, N., y Echeverría, H.

C3P84. RESPUESTA A LA FERTILIZACIÓN ORGÁNICA EN CULTIVO DE RABANITO 761
Venegas Tarancón, S.G.; Alegre Porto, C.M.; Bono, C.A.; Bordato, M.S.; Ottone Zaderej, J.H.; Arias, M.L. y Villagra, E.L.

C3P85. EVALUACIÓN DE EFECTOS DE FERTILIZACIÓN CON BIOFERTILIZANTES EN CULTIVO DE PAPA (*Solanum tuberosum* L.) 762
Venegas Tarancón, S.G.; Villagra, E.L. y Ortiz, N.d.V.

C3P86. INCIDENCIA DE LA FERTILIZACION FOSFATADA SOBRE EL RENDIMIENTO COMERCIAL DEL CULTIVO DE PAPA 768
Zamuner, E.C.; Giletto, C.M.; Lattour, K. y Echeverría, H.E.

C3P87. MINERALIZACIÓN DE N APARENTE A ESCALA INTRAPARCELA 774
Zubillaga, M.M.; Di Beco, E.; Micheloud, J. y Sanahuja, M.E.

C3P88. USO DE SENTINEL Y LA FERTILIZACIÓN N EN MAÍZ TARDÍO A ESCALA INTRAPARCELA 780
Zubillaga, M Mercedes; Leanes, Lorenzo; Osinaga, Natalia y Pérez, Maximiliano

COMISIÓN 4: Manejo y conservación de suelos y agua. Riego y drenaje

C4P1. BALANCE DE NUTRIENTES EN LA PRODUCCIÓN HORTÍCOLA DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES 786
Abbona, E.; Presutti, M. y Sarandón, S.

C4P2. NUEVAS ALTERNATIVAS DE CULTIVOS DE SERVICIOS. EXPERIENCIA EN SUELO ARENOSO FRANCO DEL SUDESTE DE CÓRDOBA. 791
Andreoni, L.; Bassino, S.; Loser, S.; Nasser Marzo, C.y Videla Mensegue, H.

C4P3. EVALUACION DE TIERRA APOYADA EN EL SISTEMA DE INFORMACION GEOGRAFICA DE SANTIAGO DEL ESTERO. 792
Angueira, C.; Prieto, D.; López, J.; Barraza, G.; Cruzate, G.; Zader, P.; Arias, M.; Ponce, P.; Galván, L.; Infante, C.; Roldan, J.; Rufail, .; Angriman, G.; Ledesma, J.; Juárez, M.; Zamora, E.; Jacobssen, M.; Sacundo, V.; Torres, L.; Castillejo González, I.; Olmedo, G.; Sanchez de la Orden, M.; Sayago, J.M.; 737
Vargas Gil, J.R.; Martín, R.; Basán Nickisch, M. y Andriessen, M.

C4P4. HIDROLOGÍA Y EROSIÓN HÍDRICA EN ZONAS ÁRIDAS EVALUADAS PARA UN PAISAJE DE PATAGONIA NORTE. 796
Aramayo, V.; Cremona, V. y Nosetto, M.

C4P5. USO DE UN DISPOSITIVO SENCILLO PARA RECOLECTAR MUESTRAS DE SEDIMENTOS INTEGRADAS EN EL TIEMPO. 801
Ares, M.G.; Mozo, J.; González Castelain J.; Chagas, C. y Varni, M.

C4P6. ESTRUCTURA SUPERFICIAL EN UN HAPLUSTOL BAJO SIEMBRA DIRECTA Y ROTACIÓN DE CULTIVOS. 806
Aoki, A.M.; Alvarez, C.; Giubergia, J.P.; Ateca, M.R. y Apezteguía, H.P.

C4P7. VARIACIÓN EN EL CONTENIDO DE C Y N POR INTRODUCCIÓN DE LEUCAENA LEUCOCEPHALA EN SISTEMAS PASTORILES. 807
Banegas, N.; Viruel, .; Corbella, R.; Plasencia, A.; y Radrizzani, A.

C4P8. EFECTOS TEMPRANOS DE DOS SISTEMAS PRODUCTIVOS SOBRE LA CALIDAD DE UN HAPLUDOL EN FORMOSA. 808
Baridón, J.E.; Novella, C.J. y Rigonatto, G.M.

C4P9. PROPIEDADES EDÁFICAS Y RENDIMIENTO EN UNA PASTURA LUEGO DE DIEZ AÑOS DE AGRICULTURA CONTINUA. 814
Barrios, M.B.; Sokolowski, A.C.; Gagey, M.C.; Rodríguez, H.A.; De Grazia, J.; Debelis, S.P.; Blasón, A.D.; Benavides, L.; Gilardino, M.S.; Wolski, J.E.; Paladino, I.R. y Buján, A.

C4P10. CONSERVACIÓN DE TIERRAS EN ENTRE RÍOS: PERCEPCIÓN SOBRE LIMITANTES Y PROPUESTAS DE ADOPCIÓN DE PRÁCTICAS. 820
Beghetto S.M.; Wilson, M.G.; Benetti, P.L.; Seehaus, M.S.; Van Opstal, N.V.; Gabioud, E.A.; Rubio, F.; Cadudal, M.; Galizzi, F. y Sasal, M.C.

C4P11. EFECTO DEL USO DE AZOSPIRILLUM Y DOS SISTEMAS DE LABRANZA EN EL RENDIMIENTO DEL MAÍZ DULCE. 827
Benavides, L., Sproviero, C., Larrandart, A., García Alba, M., Ibarra, C., Bozzo, M., Solís, A. y Malter Terrada, M.

C4P12. INCENTIVOS ECONÓMICOS PARA LA CONSERVACIÓN DE SUELOS. 834
Benito Amaro, I.

C4P13. MODELIZACIÓN DE LA TASA DE CICLADO DEL CARBONO ORGÁNICO EN EL PERFIL DEL SUELO. 840
Berhongaray, G. y Alvarez, R.

C4P14. EFECTO DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA SOBRE LA DESCOMPOSICIÓN DEL RASTROJO DE SOJA EN SIEMBRA DIRECTA. 845
Boccardo, S.D. y Bonvecchi, V.E.

C4P15. SENSIBILIDAD DEL NITRÓGENO ANAERÓBICO EN DIFERENTES SECUENCIAS DE CULTIVOS BAJO SIEMBRA DIRECTA. 846
Borisov, J.A.; Ron, M.M.; Martínez, J.M.; Manso, M.L. y Forján, H.J.

C4P16. TRIGO CONTINUO EN UN AMBIENTE SEMIARIDO: EFECTO DE DISTINTOS SISTEMAS DE LABRANZA. 852
Bouza, M.E; De Lucia, M.P; Alzorriz, A.; Cirolini, .; Echeverría, N.E y Silenzi, J.C.

C4P17. MATERIA ORGÁNICA, POTASIO Y FÓSFORO EN LA PLANICIE MEDANOSA DEL SUR DE CÓRDOBA. 858
Bozzer, C.; Cisneros, J.M. y Giayetto, O.

C4P18. RESIDUOS DE LA PRODUCCIÓN GANADERA INTENSIVA Y LA FERTILIDAD DE SUELOS. 864
Cabello, M.J.; Iribarren, M.A.; Barrenechea, V.; Balbi, L.; Marchetti, S. y Correa, A.

C4P19. DRENAJE SUBSUPERFICIAL EN UN ARGIUDOL ÁCUICO DE LA REGIÓN CENTRAL DE SANTA FE. 867
Camussi, G.F.; Marano, R.P. y Ghiberto, P.

C4P20. MODIFICACIONES EN EL PAISAJE RIBEREÑO DE LOS RIOS SAN FRANCISCO Y EL ABRA EN EL PERIODO 2016-2017. 873
Carreras Baldrés, J.I.; Fandos, C.; Soria, F. y Scandaliaris, P.

C4P21. EFECTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO Y DE LA DEGRADACIÓN DEL SUELO EN SOJA EN EL CHACO SEMIÁRIDO. 879
Casali, L; Herrera, JM y Rubio, G.

C4P22. EFECTO DEL USO DE LAS TIERRAS SOBRE LA CRIPTOFAUNA EN LA DESCOMPOSICIÓN DE RASTROJOS. 885
Cassani, M.T.; Sabatte, M.L.; Perez, S.P.; Irigoin, J.; Sfeir, A.J. y Massobrio, M.J.

C4P23. ESTIMACIÓN DE LA EXTRACCIÓN POTENCIAL PARA EL USO SOSTENIBLE DEL RASTROJO DE LA CAÑA DE AZÚCAR. 886
Chalco Vera, J.E.; Portocarrero, R.; Fernandez de Ullivarri, E. y Acreche, M.M.

C4P24. MODELACIÓN 2D DE INUNDACIONES EN AREAS BAJAS CON MDT DERIVADOS DE DRONES Y ASISTIDA POR IMÁGENES SENTINEL-1. 892
Chavarro Rincón, D.; Parodi, G.; Damiano, F. y Castellano S.

C4P25. ESTABLECIMIENTO DE SISTEMAS AGROSILVOPASTORILES SOSTENIBLES A PARTIR DE SUELOS DEGRADADOS EN EL CARIBE SECO COLOMBIANO. 898
Chavez, L.F.; Mendoza, K.; Daryuby O.S.; Rosa Caballero, A.; Lombo, D.F.

C4P26. APORTE Y DESCOMPOSICIÓN DE BIOMASA DE UN CULTIVO DE COBERTURA EN UN HAPLUDOL TÍPICO DE CÓRDOBA. 899
Cholaky, C.; Bongiovanni, M.; Cabrera, S.; Mattalia, L.; Celli, L., Marzari, R.; Gorjon, J.; Parra, B.; Ganum, M.J. y Corigliano J.

C4P27. ANEGAMIENTO EN EL ESTE DE CORDOBA. ANALISIS HISTORICO, MODELACION EMPÍRICA Y PERSPECTIVAS DE CORTO PLAZO. 905
Cisneros, J.M.; Degioanni, A.J. y Cantero Gutiérrez, A.

C4P28. COMPONENTES AGROPECUARIO E HIDRULICO DEL PLAN BASICO CONSORCIO DE CONSERVACION DE SUELOS GENERAL DEHEZA (CORDOBA). 911
Cisneros, J.M.; Gonzalez, J.; Corigliano, J.; Cholaky, C.G. y Cabrera, S.

C4P29. CONTROL DE LA EROSIÓN EÓLICA POR CULTIVOS DE COBERTURA LUEGO DE MANÍ EN EL SUDOESTE DE CÓRDOBA. 917
Colazo, J.C.; Genero, M.I. ; Montesano, A. ; Álvarez, C. ; Vicondo, M. ; Haro, R.; Veliz, L.; Cisneros, J. y Basla, W.

C4P30. CALIDAD DE SUELO EN UN ROLADO RESPECTO AL BOSQUE NATIVO EN EL CHACO ÁRIDO SANLUISEÑO. 922
Colazo, J.C.; de Dios Herrero, J.M. ; Murray, F.; Celdrán, D. y Dupuy, J.

C4P31. ESTUDIO DE LA DENSIFICACIÓN EDAFICA EN LOTES CON CAÑA DE AZÚCAR. 927
Corbella, R.D., Tonatto, M.J., Courel, G.F., Plasencia, A.M., Hernández, E., Apud, M. y García, J.R.

C4P32. EFICIENCIA DE DESCOMPACTADORES EN SUELOS CAÑEROS Y SU INFLUENCIA EN EL RENDIMIENTO DEL CULTIVO. 931
Corbella, R.D., Tonatto, M.J.; Courel, G.F.; Plasencia, A.M.; Apud, M.; Hernández, E. y García, J.R.

C4P33. DINAMICA DE LA EROSION HIDRICAY CONECTIVIDAD HIDROLOGICA EN AMBIENTES ARENOSOS. 937
Corigliano, J.; Cisneros, J. y Gonzalez, J.

C4P34. MANEJO CULTURAL EN CAÑA DE AZUCAR, SU EFECTO EN DENSIDAD APARENTE Y RENDIMIENTO. 943
Courel, G.F.; Corbella R.D.; Banegas, N.R. y Plascencia A.M.

C4P35. CULTIVOS DE COBERTURA Y ABONOS VERDES EN EL SUDESTE BONAERENSE. I: ACUMULACIÓN DE AGUA PARA MAÍZ. 944
Crespo, C.; Dominguez, G.F.; Studdert, G.A. y Diez, S.N.

C4P36. CULTIVOS DE COBERTURA Y ABONOS VERDES. II: EFECTOS EN LA DISPONIBILIDAD DE NITRÓGENO Y SOBRE EL RENDIMIENTO DE MAÍZ. 950
Crespo, C.; Dominguez, G.F.; Studdert, G.A. y Diez, S.N.

C4P37. ÍNDICES DE CALIDAD DE SUELOS BAJO DIFERENTES MANEJOS. 956
Dalurzo, H.C., Paredes, F.A., Simón, C., y Guzowski, M.I.

C4P38. ENRIQUECIMIENTO DE NITRÓGENO, FÓSFORO Y CARBONO EN LOS SEDIMENTOS GENERADOS EN UNA CUENCA DE LA PAMPA ONDULADA. 962
Darder, M.L.; Castiglioni, M.G.; Sasal, M.C. y Andriulo, A.E.

C4P39. PRODUCCION DE VERDEOS ESTIVALES EN AMBIENTES CONTRASTANTES DEL SUDOESTE BONAERENSE. 963
De Lucia, M.P.; Bouza, M.E; Silenzi, J.C. y Echeverría, N.E.

C4P40. DISTRIBUCIÓN DEL FACTOR LS MEDIANTE UN SISTEMA DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA EN EL PEDEMONTE TUCUMANO. 969
Delgado, J.A.; Caldez, L.B. y Ceballos, R.B.

C4P41. OBTENCIÓN DEL FACTOR R DE LA USLE CON EL INDICE MODIFICADO DE FOURNIER PARA LA REGIÓN NUCLEO PRODUCTIVA ARGENTINA. 974
Donda, M.; Gvozdenovich, J.; Saluzzio M. y Barbagelata P.

C4P42. EVALUACIÓN DE CARBONILLA PARA REUTILIZACIÓN COMO SUSTRATO. 980
Dorneles, M.E.; Heyde, W.; Ferrari Usandizaga, S.C. y Fernández López, C.

C4P43. RELACIÓN ENTRE LA PRECIPITACIÓN Y VARIABLES EDÁFICAS Y BIOLÓGICAS DE HUMEDALES DE LA PATAGONIA ÁRIDA Y SEMIÁRIDA. 981
Enriquez, A.S. y Cremona, M.V.

C4P44. EFECTOS DE CLAUSURAS ESTIVALES SOBRE LA CALIDAD DEL SUELO EN CAMPOS COMUNALES DEL CHACO SANTIAGUEÑO. 987
Facio, F.; Fernandez, P.L.; Brasiolo, M.M.; Cotroneo, S.M. y Jacobo, E.J.

C4P45. REINSERCIÓN DE CULTIVOS SOBRE SUELOS CON DRENAJE DEFICIENTE DE LA CUENCA MEDIA DEL RÍO LUJÁN. 988
Faita, E.C.; Bianchi, D.A.; Boyadjian, A.; Ros, M.A. y Reche, M.

C4P46. LA URBANIZACION DE LAS TIERRAS CITRICO LAS EN EL DEPARTAMENTO TAFI VIEJO DE LA PROVINCIA DE TUCUMAN. 992
Fandos, C.; Soria, F.J.; Scandaliaris, P. y Carreras Baldrés, J.I.

C4P47. ESTUDIOS PRELIMINARES DE DIFERENTES FORMAS DE CARBONO EN EL CULTIVO DE CAÑA DE AZÚCAR EN TUCUMAN. 998
Fernandez de Ullivarri, J.; Corbella, R.D; Plasencia, A.; Medina, M.; Criado, A. y Digonzelli, P.A.

C4P48. BUENAS PRÁCTICAS DE MANEJO Y CONSERVACIÓN DE SUELO Y AGUA EN LOS VALLES TEMPLADOS. JUJUY, ARGENTINA 1004
Fernandez, G.S.; Diez Yarade, L.G. y Torres, C.G.

C4P49. CANTIDAD Y DISTRIBUCION DE RAICES EN PASTURAS PERENNES. 1009
Fernández, R.; Frasier, I.; Scherger, E.; Uhaldegaray, M.; Oderiz, J.; Gómez, F. y Quiroga A.

C4P50. STOCK DE CARBONO Y NITRÓGENO EN UN HAPLUSTOL ÉNTICO BAJO DIFERENTES USOS DEL SUELO EN CÓRDOBA. 1014
Ferrero, M.R.; Basanta, M. y Alvarez, C.

C4P51. BALANCE DE CARBONO DEL SUELO EN UNA SECUENCIAS DE CULTIVOS TRIGO/SOJA 2 da Y COLZA/SOJA 2 da. 1020
Ferro, D.A.; Pellegrini, A.E.; Chamorro, A.M.; Bezus, R. y Golik, S.I.

C4P52. IMPACTO DE LA FERTILIZACIÓN Y CULTIVOS DE COBERTURA SOBRE PROPIEDADES BIOLÓGICAS DEL SUELO. 1026
Fontana, M.B.; Novelli, L.E.; Sterren, M.A.; Uhrich, W.G.; Benintende, S.M. y Barbagelata, P.A.

C4P53. CULTIVOS DE COBERTURA: UNA MIRADA HACIA LOS POLICULTIVOS. 1027
Frasier, I.; Gómez, M.F.; Álvarez, C.; Barraco, M.; Raspo, S.M. ; Aria, M.T.; Scherger, E.; Adema Bernal, M.I.; Rampo M.; Noellemeyer, E. y Quiroga, A.

C4P54. CRITERIOS PARA ESTIMAR LA PROFUNDIDAD DE NAPA EN SUELOS HÍDRICOS UN ESTUDIO DE CASO EN NORPATAGONIA, ARGENTINA. 1033
Frugoni, M.C. y Falbo, G.

C4P55. REGENERACIÓN DE LA ESTRUCTURA EDÁFICA POR EFECTO DEL AGREGADO DE ENMIENDAS ORGÁNICAS E INORGÁNICAS. 1039
Gabioud, E.A.; Sasal, M.C.; Wilson, M.G.; Seehaus, M. y Raggi, S.

C4P56. EFECTO DE APLICACIONES DE CAMA DE POLLO Y YESO SOBRE LA INFILTRACIÓN EN ARGIUDOLES BAJO SIEMBRA DIRECTA. 1045
Gabioud, E.A.; Wilson, M.G.; Sasal, M.C.; Chagas, C.I.; Van Opstal, N.V. y Barón, H.J.

C4P57. NITRÓGENO MINERALIZADO EN ANAEROBIOSIS COMO INDICADOR DE LA ESTABILIDAD DE AGREGADOS. 1051
García, G.V.; Studdert, G.A.; San Martino, S.; Wyngaard, N.; Reussi Calvo, N.I. y Covacevich, F.

C4P58. NITRÓGENO MINERALIZADO EN ANAEROBIOSIS EN MACROAGREGADOS COMO INDICADOR DE SALUD EDÁFICA. 1057
García, G.V.; Studdert, G.A.; San Martino, S.; Wyngaard, N.; Reussi Calvo, N.I. y Covacevich, F.

C4P59. TRATAMIENTO DE AGUA BICARBONATADA SODICA UTILIZADA PARA RIEGO SOBRE UN SUELO DEL SUDOESTE BONAERENSE. 1063
García, R.J; Suñer, L.; Goñi, L.; Sarti, M. y Laurent, G.

C4P60. LA INCLUSIÓN DE CULTIVOS DE SERVICIO PARA USO FORRAJERO ¿AFECTA EL CARBONO DE SUELO? 1067
Girard, R.; Eclesia, R.P.; Ojeda, J.J.; Piñeiro, G. y Caviglia, O.

C4P61 VARIACIONES DE SUPERFICIE Y TIEMPO DE PASTOREO SOBRE LA ALTURA DEL PASTO, HUMEDAD Y COMPACTACIÓN DEL SUELO. 1072
González Cáceres, E.; Rasche Álvarez, J.W.; Duarte Monzón, A.D.; Quiñonez Vera, L.R.; Bonnin Acosta, J.J.; Alonzo Griffith, L.A. y Enciso Santacruz, D.

C4P62. MICROEMBALSES PARA EL ORDENAMIENTO DE LOS ESCURRIMIENTOS HIDRICOS EN LA CUENCA LA ESPERANZA (DPTO. RIO CUARTO). 1076
Gonzalez, J. y Corigliano, J.

C4P63. OBSERVACIÓN DEL COMPORTAMIENTO HÍDRICO DE UN SUELO DESCOMPACTADO MEDIANTE TOMOGRAFÍA DE RESISTIVIDAD ELÉCTRICA. 1081
Grosso, J.A.; Weinzettel, P.; Ressia, J.M.; Bongiorno, C.V. y Dietrich, S.

C4P64. DINÁMICA HÍDRICA EN UN SUELO BAJO DESCOMPACTACIÓN MECÁNICA. RESPUESTA EN RENDIMIENTO Y CALIDAD DEL CULTIVO DE TRIGO. 1087
Grosso, J.A.; Ressia, J.M.; Bongiorno, C.V.; Weinzettel, P.; Mendivil, G.; Lázaro, L. y de Pablo, C.

C4P65. VARIACIÓN CRONOLÓGICA DE LA SOSTENIBILIDAD EDÁFICA EN SISTEMA SOJA-MAÍZ-TRIGO EN SIEMBRA DIRECTA. TUCUMÁN, ARGENTINA. 1093
Guillén, S.C.; Corbella, R.D.; Vidal, P.J.; Grancelli, S.M.; Canelada Lozzia, M.I.; Juri, S. y Arraiza, M.P.

C4P66. APROXIMACIÓN AL USO DE LA HERRAMIENTA: SOIL–LANDSCAPE ESTIMATION AND EVALUATION PROGRAM. 1099
Havrylenko, S.; Espindola, A. y Damiano, F.

C4P67. ESTIMACIÓN DEL PUNTO DE MARCHITEZ PERMANETE EN SUELOS DE LA PROVINCIA DE ENTRE RÍOS. 1100
Hernandez, J.P.; Díaz, E.L. y Cerana, J.

C4P68. APORTE DESDE LA PAMPA ONDULADA ARGENTINA A LA "INICIATIVA 4 POR MIL". 1105
Irizar, A.B.; Milesi, L.A.; Giannini, A.P. y Andriulo, A.E.

C4P69. EVALUACIÓN DE INDICADORES DE SALINIZACIÓN/SODIFICACION EN SUELOS BAJO RIEGO COMPLEMENTARIO, EN SUIPACHA, PROVINCIA DE BS. AS. 1106
Iseas, M.S.; Sainato, C.M.; Romay, C. y Márquez Molina, J.J.

C4P70. CALIDAD Y CANTIDAD DE SUSTANCIAS HUMICAS BAJO USOS CONTRASTANTES. RELACION CON CATIONES MULTIVALENTES. 1110
Kloster, N; Fernández, R, Puccia, V. y Avena, M.

C4P71. ESTUDIO A ESCALA DE SITIO SOBRE IMPACTO DE LA SIEMBRA DIRECTA EN LA ESTABILIZACIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO. 1117
Koritko, L.; Suarez, A.; Anriquez, A.; Silberman, J. y Albanesi, A.

C4P72. PROFUNDIDAD EFECTIVA DEL SUELO Y RENDIMIENTOS DE TRIGO EN EL SUDOESTE BONAERENSE. 1118
Krüger, H.R.; Frolla, F.D. y Zilio, J.P.

C4P73. VALORACIÓN ECONÓMICA DELA COMPACTACIÓN DEL SUELO EN LAS VÍAS DE SACA DE COSECHA FORESTAL. 1124
Larocca, F.; Dalla Tea F., Neifert, M. y Luna A.

C4P74. EFECTO DEL CENTENO DE COBERTURA SECADO EN DIFERENTES MOMENTOS COMO CULTIVO POSTERIOR A MAÍZ ENSILADO. 1130
Lescano, M. y Prieto Angueira, S.

C4P75. METODOLOGIA DE ANALISIS EXPEDITIVO DE LA EROSION HÍDRICA EN LOS VALLES Y BOLSONES DEL NORTE ARGENTINO. 1131
Maggi, A.E.; Introcaso, R.M.; Bargiela, M. y Bosio, M.

C4P76. INFLUENCIA DEL RELIEVE SOBRE EL RENDIMIENTO DE LA CAÑA DE AZUCAR, ANALIZADO CON MODELOS MIXTOS. 1132
Manlla , A, Caldez , L., y Corbella , R.

C4P77. SUSCEPTIBILIDAD A LA EROSIÓN DE SISTEMAS SILVOPASTORILES DE CHACO. 1137
Mansilla, N.P.; Rojas J.M.; Goytía, S. Y. y Quiróz, N.

C4P78. ADAPTACIÓN DEL SWB PARA MODELAR LA INFLUENCIA DE LA FREÁTICA SALINA SOBRE EL CRECIMIENTO DEL CULTIVO. 1143
Marcos, J. y Videla Mensegue, H.

C4P79. USO DE INDICADORES FUNCIONALES PARA EVALUAR SUELOS EN AMBIENTES URBANOS Y PERIURBANOS. 1149
Marelli, S.E.; Lorenz, G.; Izzo, M.E. y Martín, M.F.

C4P80. INDICES DE CALIDAD DE SUELO BAJO SISTEMAS DE LABRANZA CONTRASTANTES: EFECTOS DE LARGO PLAZO. 1150
Martínez, J.M.; Duval, M.E.; López, F.M. y Galantini, J.A.

C4P81. EFECTO DE LA COMPACTACIÓN SOBRE ALGUNAS PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO BAJO PRODUCCIÓN EN CAÑA DE AZÚCAR. 1156
Martinez Rospilloso, J.M.; Rueda, R.G.; Colque, R. y Rospilloso Chavez, J.J.

C4P82. INFLUENCIA DE LABRANZA VERTICAL SOBRE PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DE UN HAPLUSTOL TÍPICO DE CORDOBA. 1160
Mattalia, M.L.; Bongiovanni, M.D. y Cholaky C.G.

C4P83. ESTUDIO DE LA DINÁMICA DE RESIDUOS VEGETALES EN SISTEMAS AGROPECUARIOS DE LA LLANURA DEPRIMIDA SALINA DE TUCUMÁN. 1166
Maza, M.; Viruel, E. y Banegas, N.R.

C4P84. CAMBIO DE USO DE SUELO: ESTUDIO DE LA RELACIÓN ENTRE INDICADORES BIOLÓGICOS Y BIOQUÍMICOS. 1167
Maza, M.; Viruel, E. y Banegas, N.R.

C4P85. EVOLUCIÓN DEL AGUA ÚTIL DE UN SUELO MOLISOL CON DIFERENTES CULTIVOS DE COBERTURA INVERNALES. 1168
Melgares, E.; Wingeyer, A.B.; Ozust, J.D.; Eclesia, R.P.; Ocaranza B.

C4P86. ESTIMACIÓN DE CAPACIDAD DE CAMPO Y PUNTO DE MARCHITEZ PERMENETE EN SUELO MOLISOL CON DISTINTOS CULTIVOS DE COBERTURA. 1172
Melgares, E.l; Ocaranza, B.; Ozust, J.D.; Wingeyer, A.B. y Gabioud, E.

C4P87. LA DIVERSIFICACIÓN DE LA ROTACIÓN DE CULTIVOS ACOPLA LOS CICLOS DE LOS ELEMENTOS MAYORES DEL SUELO. 1175
Milesi Delaye, L.A.; Andriulo, A.E.; Wilson, M.G. y Ferraro, D.O.

C4P88. CULTIVO DE COBERTURA VICIA VILLOSA (ROTH.)-MAIZ TARDÍO: AGUA Y NITRÓGENO. CAMPAÑAS 2015/2016 Y 2016/2017. 1176
Miranda, W.R; Barraco, M. y Girón, P.

C4P89. VALIDACIÓN DE ROTHC PARA SIMULAR CAMBIOS EN LA MATERIA ORGANICA BAJO ROTACIONES MIXTAS Y SIEMBRA DIRECTA. 1182
Montiel, F.S.; Studdert, G.A.; Moreno, R. y Domínguez, G.F.

C4P90. SIMULACIÓN CON AQUACROP DEL CONSUMO HÍDRICO DE CULTIVOS DE COBERTURA EN SUELOS CON INFLUENCIA DE NAPA. 1188
Morla, F.D.; Giayetto, O.; Cerioni, G.A. y Cisneros, J.M.

C4P91. HACIA EL MANEJO ESPACIAL DE LA FERTILIDAD DE SUELOS EN LA REGIÓN PAMPEANA. 1193
Navarro, M.; Díaz, E. y Díaz-Zorita, M.

C4P92. DEGRADACIÓN DE SUELOS EN UNA ZONA DE RIEGO. CARACTERIZACIÓN Y RECUPERACIÓN MEDIANTE SIEMBRA DIRECTA. 1199
Nazar, P.E. y Galizzi, F.A.

C4P93. DIFERENTES ESTRATEGIAS DE BARBECHO EN CULTIVOS EXTENSIVOS: EFECTO SOBRE PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO. 1205
Novillo, B.V.; Voisin, A.; Pellegrini, A.E.; Chamorro, A.M.; Bezus, R.; Machetti, N. y Golik, S.I.

C4P94. EVOLUCIÓN DEL AGUA ÚTIL DE UN SUELO VERTISOL CON DIFERENTES CULTIVOS DE COBERTURA INVERNALES. 1210
Ocaranza, B.V.; Wingeyer, A.B.; Melgares, E.; Eclesia, R.P. y Osuzt, J.D.

C4P95. ESTIMACIÓN DE CAPACIDAD DE CAMPO Y PUNTO DE MARCHITEZ PERMENETE EN SUELO VERTISOL CON DISTINTOS CULTIVOS DE COBERTURA. 1214
Ocaranza, B.V.; Melgares, E.; Wingeyer, A.B.; Osuzt, J.D.; Gabioud, E.

C4P96. DESEMPEÑO ESTACIONAL DEL RIEGO GRAVITACIONAL A NIVEL PREDIAL. CHILECITO, LA RIOJA. 1218
Ochova, I.M.; Meleh, J.J. y Figuerola, P.

C4P97. COEFICIENTES DE ESCURRIMIENTO EN 10 CAMPAÑAS AGRICOLAS PARA DIFERENTES SECUENCIAS DE CULTIVOS BAJO SIEMBRA DIRECTA. 1219
Oszust, J.D.; Wilson, M.G.; Gabioud, E.A. y Sasal, M.C.

C4P98. ANÁLISIS DEL RIESGO DE EROSIÓN HÍDRICA EN SUELOS DEL PARTIDO DE AZUL. 1225
Palacin, E.A.y Lopez, M.E.

C4P99. CALIDAD DEL AGUA EMPLEADA POR AGRICULTORES FAMILIARES DEL NOROESTE DE CORRIENTES. 1226
Paredes, F.A. y Langé, P.P.

C4P100. EFECTO DE CULTIVOS DE COBERTURA, FERTILIZACIÓN Y DIFERENTES SISTEMAS DE LABRANZA SOBRE LA DISPONIBILIDAD HÍDRICA. 1227
Parra, B.J.; Cholaky, C.; Bongiovanni, M.D.; Cabrera, S.; Mattalia, L.; Celli, L., Marzari, R.; Gorjon, J., Ganum Gorriz, M.J. y Maseda E.

C4P101. EMISION DE MATERIAL PARTICULADO SEDIMENTABLE EN UN HAPLUSTOL ÉNTICO DEL SUR DE LA REGION SEMIARIDA. 1233
Pasetti, M.S.; Bouza, M.E.; De Lucia, M.P., Silenzi J.C y Echeverría N.E.

C4P102. EFECTO DEL MANEJO DE LA ESTEPA DE HALÓFITAS SOBRE NATRACUALFES. 1239
Pellegrini A.E.; Bossio, M.E.; Bolaños, V. y Vecchio, M.C.

C4P103. PRODUCTIVIDAD Y EXPORTACIÓN DE NUTRIENTES EN SISTEMAS AGRONÓMICOS: EXPERIMENTACIÓN DE LARGO PLAZO EN CAMPOS DE PRODUCTORES. 1244
Peper, A.M.; Blanco, M. E.; Biganzoli, F.; Davidovich, M. y Poggio, S.L.

C4P104. CONTRIBUCIÓN DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA AL BIODRENAJE EN EL OESTE BUENOS AIRES. 1245
Pereyro, A.; Quiroga, A.; Álvarez, C.; Ferro, M.; Macchiavello, A. y Varillas, G.

C4P105. OBSERVATORIO DE SUELOS: UTILIDAD DEL MODELO DE SIMULACIÓN“FITOSIM”. 1251
Pilatti, M.A.;Vergara, J.M.; Quaino, G. y Orellana, J.A.

C4P106. CULTIVOS DE SERVICIOS: ¿CÓMO AFECTAN LA DINÁMICA DE LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO?. 1257
Pinto, P.; Sawchik, J.; Terra, J.; Ayala, W.; Silva, L.; Barrios, E. y Piñeiro, G.

C4P107. CONTROL DE EROSION HIDRICA CON TERRAZAS A NIVEL DE CUENCA EN LA PROVINCIA DE ENTRE RÍOS. 1263
Pioto, A.C. y Gvozdenovich, J.J.

C4P108. MODIFICACIONES EN LA CALIDAD DEL SUELO EN PRODUCCIONES DE FRAMBUESA BAJO DIFERENTES MANEJOS. 1268
Prack McCormick, B.P.; Rodríguez, H.A.; El Mujtar, V.A.; Cardozo, A.; Gagey, M.C. y Tittonell, P.A.

C4P109. CULTIVOS DE COBERTURA EN SANTIAGO DEL ESTERO: I. BIOMASA, EVAPOTRANSPIRACIÓN Y EFICIENCIA DE USO DEL AGUA. 1269
Prieto Angueira, S.; Berton, M.C. y Ventura, J.

C4P110. CULTIVOS DE COBERTURA EN SANTIAGO DEL ESTERO: II. DINÁMICA DEL AGUA Y COSTO HÍDRICO. 1275
Prieto Angueira, S.; Berton, M.C. y Ventura, J.

C4P111. ANALISIS PRELIMINAR DE LA REVEGETACION NATURAL EN UNA CANTERA DE CALIZA AL NORESTE DE COMODORO RIVADAVIA. 1281
Rack, M.G. y Valenzuela, M.F.

C4P112. REDISEÑO Y ADECUACIÓN DE CUENCAS PARA LA CONSERVACIÓN DEL SUELO Y LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS. 1282
Ramirez, R.G.; Wilson, M.G.; Gabioud, E.A.; Oszust, J.D.; Sasal, M.C.; Cerana, J.A.; Marizza, M.S. y Sione, S.M.

C4P113. EVALUACIÓN DE ESPECIES DE CULTIVOS DE COBERTURA EN SUELOS POST ANEGAMIENTO. 1288
Rampo, M.; Barraco, M.; Girón, P.; Miranda, W. y Lobos, M.

C4P114. FERTILIZACION NITROGENADA EN EL CENTENO (Secale cereale) UTILIZADO COMO CULTIVO DE COBERTURA. 1294
Raposo, J., Fernandez, R. y Quiroga, A.

C4P115. MEZCLA DE CULTIVOS DE COBERTURA: AUMENTO DE LA DIVERSIDAD DE ESPECIES Y MULTIBENEFICIOS AGROECOSISTEMICOS. 1300
Restovich, S.B.; Andriulo, A.E. y Portela, S.I.

C4P116. CAMBIOS EN LOS CONTENIDOS DE CARBONO E INFILTRACIÓN POR LA INCLUSIÓN DE CULTIVOS DE COBERTURA. 1301
Rillo, S.; Alvarez, C.; Quiroga, A.; Noellemeyer, E. ; Díaz Zorita, M. y Frasier, I.

C4P117. NITRÓGENO MINERALIZADO EN ANAEROBIOSIS EN AGREGADOS COMO INDICADOR DE LA ESTABILIDAD ESTRUCTURAL DEL SUELO. 1306
Rivero, C.; Studdert, G.A.; Tourn, S.N. y Domínguez, G.F.

C4P118. EMPLEO DE GIS PARA IDENTIFICAR PATRONES CON EXCESO DE AGUA EN PARTIDOS DE LA PAMPA DEPRIMIDA 1312
Rodas Alonso, R.V.; Debelis, S.P. y Conde, S.B

C4P119. CARBONO EXTRAÍBLE EN AGUA CALIENTE ¿UN MEJOR INDICADOR DE RUTINA PARA EVALUAR LA SALUD EDÁFICA?. 1317
Rodriguez, S.; Studdert, G.A.; Baeza, M.C.; Domínguez, G.F. y García, G.V.

C4P120. COSTO HÍDRICO DE CULTIVOS DE COBERTURA INVERNALES EN EL CENTRO DE CHACO. 1316
Rojas, Julieta M.; Burdyn, Belén y Czyruk, Lorena S.

C4P121. RELACIÓN ENTRE EL RENDIMIENTO DEL CULTIVO DE MAÍZ Y LA DISMINUCIÓN DEL HORIZONTE A. 1328
Rougier, M.; Gvozdenovich, J. y Saluzzio, M.

C4P122. USO EFICIENTE DEL AGUA MEDIANTE LA UTILIZACIÓN DE CULTIVOS DE COBERTURA EN SISTEMAS MIXTOS DEL SUDOESTE BONAERENSE. 1333
Sá Pereira, E.; Kleine, C.; Rodríguez, C.; Fernández, B. y Flolla, F.

C4P123. CAMBIOS EN PROPIEDADES FÍSICO-HÍDRICA DE SUELOS PERTENECIENTES A UNA MICROCUENCA AGRICOLA DE LA REGION SUDOESTE BONAERENSE. 1334
Sá Pereira, E.; Arroquy, G.; Quiroga, A.; Álvarez, C. , Fernández, R.; Galantini, J. y Gentili, J.

C4P124. INFILTRACIÓN CON Y SIN COBERTURA EN UN ARGIUDOL TÍPICO BAJO SIEMBRA DIRECTA. 1340
Sainz, D.; Eiza, M.; Carfagno, P.; Behrends Kraemer, F. y Chagas, C.

C4P125. CONSUMO Y EFICIENCIA EN EL USO DEL AGUA EN SECUENCIAS AGRÍCOLAS CON DISTINTO GRADO DE INTENSIFICACIÓN. 1341
Sanmarti, N.; Bacigaluppo, S, y Salvagiotti, F.

C4P126. MANEJO DEL SUELO EN CAÑA DE AZÚCAR DE SECANO CONSIDERANDO LA CAPACIDAD DE ALMACENAJE DE AGUA. 1342
Sanzano, G.A.; Arroyo, E.A. y Aranda, N.D.

C4P127. SECUENCIAS DE CULTIVOS EN UN HAPLUSTOL TORRIORTÉNTICO: SU EFECTO SOBRE ALGUNAS PROPIEDADES EDÁFICAS. 1347
Savino, P.; Azpiroz Toubes, F.J.; Azar, E.A.; Gomez, N.A. y Castiglioni, M.G.

C4P128. EL DESAFÍO DE ENCONTRAR INDICADORES DE CALIDAD DE SUELOS (ICS) PARA AGRICULTURA FAMILIAR. 1348
Schahovskoy, N.C., Rojas, J.M. y Toledo, D.M..

C4P129. MODELADO DE LA DINÁMICA DEL AGUA EN PASTIZALES Y PASTURAS EN SUELOS DE LA PAMPA DEPRIMIDA. 1352
Sirimarco, X.; Laterra, P.; Villarino, S.H. y Puricelli, M.

C4P130. RELACIÓN ENTRE PROPIEDADES DEL SUELO, CALIDAD Y PRODUCTIVIDAD DE “Triticum aestivum” BAJO DOS SISTEMAS DE LABRANZA. 1358
Sokolowski, A.C.; Paladino, I.R.; Barrios, M.B.; Wolski, J.E.; Gagey, M.C.; De Grazia, J.; Rodríguez, H.A.; Debelis, S.; Rodríguez Frers, E.P. y Buján A.

C4P131. DINÁMICA DE LA SALINIDAD Y PH DEL SUELO EN DOS LOCALIDADES DEL DEPARTAMENTO LEALES-TUCUMÁN. 1365
Sosa, F.; Bazán, P.; García, L.; Lazarte, E.; Cataldo, D.; Correa, R. y Navarro di Marco, J.

C4P132. RIEGO DE EUCALYPTUS GRANDIS CON AGUAS RESIDUALES URBANASEN ENTRE RIOS: MODIFICACIONES FISICOQUÍMICAS EN EL SUELO. 1371
Tesón, N.; Larocca, F.; Donna, F.; Dalla Tea, F.; Merani, V.; Larrieu, L.; Ferro, D. y Millán, G.

C4P133. EXPERIENCIA PRODUCTIVA DE SORGO BIOENERGÉTICO BAJO CONDICIONES EDÁFICAS LIMITANTES EN TUCUMÁN – PROYECTO BIOSORGO. 1377
Tonatto J.; Corbella R.D.; Plasencia A.M.; Casen S. y Romero, E.R.

C4P134. MINERALOGÍA DE UNA ROCA ZEOLÍTICA Y SU APTITUD PARA MEJORAR LA RETENCIÓN HÍDRICA DE UN SUELO ARENOSO. 1378
Torres Duggan, M.; Rodríguez, M.B.; Castro, L.; Leal, P. y Cozzi, G.

C4P135. RELEVAMIENTO DE LA CALIDAD DE AGUA PARA RIEGO COMPLEMENTARIO EN LA REGIÓN PAMPEANA. 1385
Torres Duggan, M.; Rimski Korsakov, H.; Álvarez, C.R. y Lamelas, J.A.

C4P136. INTENSIFICACIÓN DE SISTEMAS DE CULTIVO MEDIANTE ROTACIÓN CON PASTURAS Y SIEMBRA DIRECTA PARA MEJORAR LA MACROAGREGACIÓN. 1390
Tourn, S.N; Studdert, G.A.; Videla, C.C. y Domínguez, G.F.

C4P137. ROTACIONES CON PASTURAS Y SIEMBRA DIRECTA PARA MEJORAR LA ESTABILIDAD Y EL CARBONO DE MACROAGREGADOS. 1396
Tourn, S.N.; Studdert, G.A.; Videla, C.C y Domínguez, G.F.

C4P138. ¿RESPONDEN EL pH, CLORUROS Y POTASIO DE MOSTOS Y VINOS A LA SALINIDAD EDÁFICA? 1402
Vallone, R.; Martínez, L.; Olmedo, F. y Sari, S.

C4P139. EXPANSIÓN AGRÍCOLA EN LA CUENCA DEL ARROYO DEL TALA: EFECTO SOBRE LA EROSIÓN HÍDRICA Y CONTAMINACIÓN. 1408
Vangeli, S.; Castiglioni, M.G.; Kraemer, F.B. y Chagas, C.I.

C4P140. EVALUACIÓN DE LA INTENSIFICACIÓN DE CULTIVOS MEDIANTE ÍNDICES DE CALIDAD DE SUELO. 1414
Vargas L.; Diez N.; Bulos L. y Costa, M.C.

C4P141. EL CARBONO ACTIVO COMO INDICADOR DE CAMBIOS EN LA DINAMICA DEL CARBONO ORGANICO DEL SUELO. 1415
Vázquez, J.M.; Merani, V.; Larrieu, L.; Ferro, D.; Millán,G.; Muñoz, M. y Melani, E.

C4P142. CALIBRACIÓN DE UN MODELO PARA PREDECIR LA VARIACION DE LA PROFUNDIDAD DE LA NAPA FREÁTICA. 1420
Videla Mensegue, H., Degioanni A. y Cisneros J.

C4P143. RELACIONES FUNCIONALES ENTRE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS ASOCIADOS AL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO Y LA PRODUCCIÓN AGRÍCOLA-GANADERA. 1426
Villarino, S.H.; Studdert, G.A. y Laterra, P.

C4P144. ¿CUÁLES SON LOS MECANISMOS QUE EXPLICAN LA MAYOR HUMIFICIACIÓN DE LAS RAÍCES RESPECTO DE LOS RESIDUOS AÉREOS? 1432
Villarino, S.H.; Piñeiro, G. y Pinto P.

C4P145. EVALUACIÓN DE DISTINTAS ALTERNATIVAS DE BARBECHOS SOBRE LA BIOMASA Y RENDIMIENTO DE MAÍZ Y SOJA. 1438
Voisin, A.; Novillo, B.; Chamorro, A.M.; Bezus, .; Pellegrini, A.E.; Gelati P.R. y Golik, S.I.

C4P146. OBSERVATORIO DE DEGRADACIÓN DE TIERRAS “CUENCA ARROYO ESTACAS (LA PAZ, ENTRE RÍOS)”. 1439
Wilson, M.G.; Sasal, M.C.; Sione, S.M.; Gabioud, E.A.; Wingeyer A.B.; Van Opstal, N.V.; Oszust, J.D.; Ledesma, S.G.; Saluzzio, M.; Seehaus, M.; Beghetto S.M.; Benetti, P.; Wouterlood, N. y Therburg, A.

C4P147. EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE SUELO Y ESTADO DE EROSION EN SISTEMAS GANADEROS DE MONTE. 1443
Wingeyer, A.B.; Wilson, M.G.; Boffa, S.; Lezana, L.; Burns, J.; Fonseca, J.; Gregorutti, V.C.; Eclesia R., P. y Kemerer A.

C4P148. DISTRIBUCION DE FRACCIONES ORGANICAS DE FOSFORO EN SUELOS AGRICOLAS Y PRISTINOS DEL SUDESTE BONAERENSE. 1444
Wyngaard, N.; Ferreyra, A.; Eyherabide, M.; Calandroni, M.B. y Sainz Rozas, H.R.

C4P149. DISTRIBUCION DE FRACCIONES ORGANICAS DE NITROGENO EN SUELOS AGRICOLAS Y PRISTINOS DE LA REGION PAMPENA. 1450
Wyngaard, N.; Erdociain, M.; Carciochi, W.; Eyherabide, M.; Puricelli, M.; Calandroni, M.B. y Sainz Rozas, H.R.

C4P150. CAMBIOS DE USO DEL SUELO Y APORTES DE CARBONO EN EL DEPARTAMENTO CASTELLANOS (SANTA FE). 1456
Zenklusen, M.C.; Basanta, M. y Sapino, V.

C4P151. INDICADORES DE CALIDAD DE SUELO EN SISTEMAS PRODUCTIVOS CONTRASTANTES. 1462
Zilio, J.P.; Morris, D.G.; Krüger, H.R.; Frolla, F.D. y Arroquy, G.

C4P152. EVALUACIÓN DE ALGUNAS PROPIEDADES FÍSICAS DE UN SUELO DEL SUDESTE BONAERENSE BAJO DISTINTOS SISTEMAS DE CULTIVO. 1468
Zubeldia, T.; Agostini, M.A.; Domínguez, G.F.; Studdert, G.A. y Tourn, S.N.

COMISIÓN 5: Génesis, clasificación, cartografía y mineralogía de suelos

C5P1. SISTEMA DE INFORMACIÓN DE SUELOS DEL INTA (SISINTA): PRESENTE Y FUTURO 1474
Angelini, M.E.; Rodríguez, D.M.; Olmedo, G.F.; Pasquier, M.L.; Schulz, G.A.; Aleksa, A.S.; Angelini, H.P.; Babelis, G.C.; Barrios, R.A.; Bustos, M.V.; Carboni, G.; Casabella, M.P.; Colazo, J.C.; de Bustos, M.E.; de la Fuente, J.C.; Díaz, R.C.; Di Fede, B.E.; Escobar, D.; Escobar, L.E.; Faule, L.; Garay, J.M.; Godagnone, R.E.; Hurtado, P.; Irigoin, J; Kurtz, D.B.; Liotta, M.A.; Medina Herrera, D.; Miraglia, H.N.; Morales Poclava, M.C.; Navarro, M.F.; Rigo, S.; Rossi, J.P.; Sánchez, J.M.; Valdettaro, R.A.; Vicondo, M.E. y Vizgarra, L.A.

C5P2. IDENTIFICACIÓN DE SERIES DE SUELOS EN DEPARTAMENTO MONTEROS - TUCUMÁN MAPA A ESCALA DETALLADA 1479
Arroyo, E.A.; Aranda, N.D. y Sanzano, G.A.

C5P3. LA FREÁTICA EN LA GÉNESIS DE SUELOS HIDROMÓRFICOS DEL CENTRO DE SAN LUIS (ARGENTINA). 1480
Barbosa, O.A; Álvarez-Rogel, J.; Riscosa, D.A; Cerda, R.A; Belgrano Rawson, D.N y Mores, J.L.

C5P4. DETECCIÓN DE CAMBIOS CON IMÁGENES DE SATÉLITE EN EL DEPARTAMENTO PELLEGRINI, SANTIAGO DEL ESTERO 1486
Boix, L. y Murua, P.

C5P5.CARBONO ORGÁNICO EN SUELOS DE PAMPA AUSTRAL: CAMBIOS POR MATERIALES PARENTALES Y USO DE LA TIERRA 1493
Bravo, O.

C5P6. INDICE DE DESARROLLO DEL PERFIL EN ARGIUDOLES DE LA REGION PAMPEANA 1499
Bravo, O.

C5P7. FACTOR CLIMÁTICO PARA PREDICCIÓN DE EROSIÓN EÓLICA EN LA PROVINCIA DEL CHACO 1504
Goytía, S.Y. y Rojas, J.M.

C5P8. PERMEABILIDAD EN HORIZONTES CON LAMELAS 1505
López, J., Degioanni, A. y Becerra, M.A.,

C5P9. MAPEO DIGITAL DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN UN SECTOR DEL DEPARTAMENTO ANTA – SALTA. 1506
Morales, C.; Cáceres Díaz, R.O.; Perez Brandán, C.; Huidobro, J.

C5P10. CONSIDERACIONES ACERCA DEL ORIGEN Y EVOLUCIÓN DE LOS SUELOS EN EL NORESTE DE SANTIAGO DEL ESTERO 1510
Moretti, L.M.; Vizgarra, L.A.; Morrás, H.J.M.; Schulz, G.A.; Rodríguez, D.M.; Paladino, I.R.; Bressan, E.M y Laghi, J.D.

C5P11. MATERIAL PARENTAL Y PEDOGÉNESIS DE SUELOS VERTICOS DEL DEPARTAMENTO LA PAZ, ENTRE RÍOS 1516
Morrás, H.J.M.

C5P12. USO DE LOS MAPAS DE SUELOS EN LA TASACIÓN DE INMUEBLES RURALES 1522
Palacin, E.A.; Cattini, M.S.; Da Cruz, M.B.; Di Benedetto, W.A.; Ibarra, M.F.; Juaristi, L.J.; Lies, M.A.; Mendiondo, M.; Orona, J.A.; Rodriguez, P.R.; Viñas Redondo, A. y Santanatoglia, O.J.

C5P13. ÍNDICE DE PRODUCTIVIDAD DE LOS SUELOS CULTIVADOS CON CAÑA DE AZÚCAR EN LA PROVINCIA DE TUCUMÁN - FACTORES DETERMINANTES 1523
Sanzano, G.A.; Arroyo, E.A.; Aranda, N.D.; Morandini, M.; Romero, J.I.; Sotomayor, C.; Sosa, F. y Rojas Quinteros, H.

C5P14. APLICACIÓN DEL ENFOQUE GEOPEDOLÓGICO PARA EL RELEVAMIENTO SEMIDETALLADO DE SUELOS EN EL NORESTE DE SANTIAGO DEL ESTERO 1530
Vizgarra, L.A.; Moretti, L.M.; Rodríguez, D.M.; Schulz, G.A.; Tenti Vuegen, L.; Mas, L.I. y Avalos, A.M.

C5P15. ESTUDIO DE SUELOS DEL NOROESTE DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA 1536
Zamora, E.M.; Faule, L.; Vicondo, M.E. y Carnero, M.

COMISIÓN 6: Contaminación del suelo y calidad del medio ambiente

C6P1. BIOMONITOREO DE LA CALIDAD DEL COMPOST DE RESIDUOS SÓLIDOS DE MATADERO Y DE LODOS DE SEDIMENTACIÓN 1537
Altamirano, F.E.; Zankar, G.C.; Quintar, S. y Puca Saavedra, C.F.

C6P2. TRANSFORMACIÓN DE LOS RESIDUOS DE MATADERO CON MICROORGANISMOS EFICIENTES PARA SU APROVECHAMIENTO EN AGRICULTURA 1541
Altamirano, F.E.; Zankar, G.C.; Boccardo, R.J.; Quintar, S.; Ortega, R. y Vidaurre, J.

C6P3. INFLUENCIA DEL RIEGO CON SUBPRODUCTOS DE LA INDUSTRIA OLIVARERA SOBRE CARACTERÍSTICAS FÍSICAS-QUÍMICAS DEL SUELO. EXPERIMENTO EN MACETAS 1546
Alurralde, A.L.; Di Barbaro, M.G.; Gómez, P.E.; González Basso, M.V.; Espeche Acosta, E.R; Sasovsky, R.F. y Rizo, M.G.

C6P4. EMISIONES DE OXIDO NITROSO EN PLANTACIONES DE *Eucaliptus grandis* EN ENTRE RIOS 1547
Álvarez, C.R.; Lupi, A.; Romaniuk, R.; Rimski Korsakov, H.; Fernández, P.L.; Ciarlo, E.; Cosentino, V. y Steinbach, H.

C6P5. APLICACIÓN DE CAMA DE POLLO CON FINES AGRONÓMICOS EN UN SISTEMA SUELO CULTIVO DE MAÍZ 1553
Amín, M.S.; Degioanni, A. y Chilano, Y.

C6P6. EFECTO DE LA MEZCLA DE CULTIVOS DE COBERTURA SOBRE LAS EMISIONES DE N_2O EN SISTEMAS AGRÍCOLAS 1557
Azich, P.E.; Restovich, S.B.; Vangeli, S.; Posse, G.; Camarasa, J.N. y Dalpiaz, M.J.

C6P7. CAMA PROFUNDA EN PRODUCCIÓN PORCINA: EFECTO SOBRE PROPIEDADES DEL SUELO 1558
Banegas, N.; Viruel, E.; Bottegal, D.; Garrappa, G.; Zimerman, M. y Maza, M.

C6P8. VARIABILIDAD ESPACIAL DE LA CAPACIDAD DE ADSORCIÓN DE GLIFOSATO EN SUELOS DE CÓRDOBA 1559
Becerra, M.A.; Hang, S. y Rampoldi, E.A.

C6P9. DEGRADACIÓN COMPARATIVA DE PLAGUICIDAS EN SUELOS CON DIFERENTE HISTORIA DE USO DEL CINTURÓN HORTÍCOLA DE LA PLATA 1560
Cabrera, S.M.; Zubillaga, M.S. y Montserrat, J.M.

C6P10. PLAGUICIDAS EN EL PERFIL DEL SUELO. COMPARACIÓN DE SISTEMAS DE PRODUCCIÓN AGRÍCOLA 1567
Caprile, A.C.; Andriulo, A.E.; Sasal, M.C. y Repetti, M.R.

C6P11. COMPOSTAJE DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES Y DE ASERRADEROS EN EL VALLE ÁRIDO DE CHILECITO (LA RIOJA) 1568
Cherbiy-Hoffmann, S.U.; Figuerola, P.I. y Valdez, J.D.

C6P12. COMPARACIÓN DE MÉTODOS PARA LA MEDICIÓN A CAMPO DE ÓXIDO NITROSOS DESDE SUELOS 1569
Cosentino, V.R.N.; Romaniuk, R..; Lupi, A.M.; Rimski Korsakov, H.; Álvarez, C.R. y Ciarlo, E.

C6P13. EVOLUCION DE VARIABLES FISICOQUIMICAS EN UN SUELO BAJO RIEGO CON EFLUENTES TRATADOS EN ING JACOBACCI 1574
Cremona, M.V.; Riat, M.C.; Tanzer, L.; Velazco, V.; Sanchez, M. y Magnin, S.

C6P14. ESTUDIO DE LA DINAMICA DE NUTRIENTES Y METALES EN SUELOS DE LA CUENCA MATANZA-RIACHUELO 1578
De Siervi, M; Arreghini, S. y Fabrizio de Iorio, A.

C6P15. PARÁMETROS QUÍMICOS DE SUELOS AGRÍCOLAS ANTE LA APLICACIÓN DE PURINES DE CERDOS 1579
Dionisi, C.; Rubenacker, A.; Juarez, V. y Ceppi, S.

C6P16. DETERMINACIÓN DEL EFECTO DE SOLVENTES ORGÁNICOS SOBRE LA ACTIVIDAD MICROBIANA DEL SUELO UTILIZANDO CALORIMETRÍA ISOTÉRMICA 1580
Dominguez, A.N.; Schabes, F.I. y Sigstad, E.E.

C6P17. DETERMINACIÓN DEL COCIENTE CALORESPIROMÉTRICO (p / rCO_2) DE SUELOS TRATADOS CON SOLVENTES ORGÁNICOS 1585
Dominguez, A.N.; Schabes, F.I. y Sigstad, E.E.

C6P18. CARACTERIZACIÓN DE UN RESIDUO AGROINDUSTRIAL PARA SU UTILIZACIÓN COMO ENMIENDA ORGÁNICA 1590
Duval, M.E.; Martínez, J.M.; García, R.J.; Pandolfo, C.E.; Presotto, A.D.; Piñeiro, A. y Miravalles, M.T.

C6P19. OCURRENCIA Y CONCENTRACION DE GLIFOSATO EN ROTACIONES AGRICOLAS SOBRE SUELOS MOLISOLES EN EL SUDOESTE CHAQUEÑO 1594
Luzzi, J.I.; Aparicio, V.C.; Ledda, A.R. y Borelli, V.

C6P20. DETERMINACION DE GLIFOSATO-AMPA EN SISTEMAS PRODUCTIVOS BAJO ROTACION AGRICOLA EN SUELOS MOLISOLES DEL SUDOESTE CHAQUEÑO 1600
Luzzi, J.I.; Aparicio, V.C.; Ledda, A.R.; Sauer, V.M. y Borelli, V.

C6P21. BIOENSAYOS COMO PRUEBA DE MADUREZ EN UN COMPOST DE BIOSÓLIDOS PRODUCIDO EN BARILOCHE 1606
Madaschi, C.; Gonzalez-Polo, M. y Satti, P.

C6P22. CÁSCARAS DE GIRASOL BIOTRANSFORMADAS Y SU POTENCIALIDAD DE USO COMO ENMIENDAS ORGÁNICAS 1612
Moisés, J.; Martínez, J.M.; Duval, M.E., Iglesias, J.O. y Galantini, J.A.

C6P23. CARACTERIZACIÓN QUÍMICA DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES BIOTRANSFORMADOS DESTINADOS A LA PRODUCCIÓN AGRÍCOLA 1618
Moisés, J.; Beltran, M. y Galantini, J.A.

C6P24. CARACTERIZACIÓN QUÍMICA Y EVALUACIÓN DEL EFECTO DE EXTRACTOS DE RAC SOBRE EL CRECIMIENTO DE *THITONIA TUBAEFORMIS* 1623
Nuñez, M.; Ramos, A.M.; Tortora, M.L.; Leggio, M.F.; Romero, E. y Digonzelli, P.

C6P25. EFECTO DEL USO DEL SUELO SOBRE EL FLUJO DE OXIDO NITROSO EN EL CHACO SUBHÚMEDO 1628
Osinaga, N.; Álvarez, C. y Taboada, M.

C6P26. EMISIONES INVERNALES Y ESTIVALES DE ÓXIDO NITROSO EN NATRACUOLES CON Y SIN PROMOCIÓN DE *LOTUS TENUIS* 1634
Perez, M.G.; Cosentino, V.R.N.; Romaniuk, R.; Bailleres, M.; Otondo, J.; Alves, B.; Taboada, M. y Costantini, A.

C6P27. EMISIONES DE ÓXIDO NITROSO EN SUELOS CON AGREGADO DE EXCRETAS BOVINAS EN CONDICIONES AMBIENTALES CONTRASTANTES 1635
Perez, M.G.; Cosentino, V.R.N.; Romaniuk, R.; Bailleres, M.; Otondo, J.; Alves, B.; Taboada, M. y Costantini, A.

C6P28. EMISIONES DE N_2O PROVENIENTES DE DIFERENTES MANEJOS AGRÍCOLAS Y SU RELACIÓN CON LOS FACTORES AMBIENTALES 1636
Petrasek, M.R. y Bonvecchi, V.E.

C6P29. MATERIALES PARENTALES DE LOS SUELOS Y SU RELACIÓN CON FLUOROSIS E HIDROARSENISMO EN AGUAS SUBTERRÁNEAS. TUCUMÁN 1637
Puchulu, M.E.; Falcón, C.; Pary, J.P.; Heilbron, C.; Alderete, M.; Lobo, M.; Ovejero, R. y Marcial, E.

C6P30. COMPOSTAJE DE RESIDUOS VEGETALES URBANOS DESTINADO A MEJORAR SUELO EN MEZCLAS CONCENTRADAS Y DILUÍDAS 1644
Ringuelet, A,; Rollán, A.; Koritschoner, J.y Blarduni, V.

C6P31. EFECTOS DE LA APLICACIÓN DE ESTIÉRCOL DE TAMBO EN VERDEOS DE INVIERNO 1648
Romay, C.; Losinno, B.N. y Urricariet, S.

C6P32. ESCURRIMIENTO SUPERFICIAL Y PÉRDIDAS DE FOSFORO Y NITRÓGENO ASOCIADAS A SECUENCIAS DE CULTIVO EN SIEMBRA DIRECTA 1654
Seehaus, M.; Gabioud, E.; Van Opstal, N; Oszust, J.D.; Wilson, M.; Beghetto, S.M. y Sasal, M.C.

C6P33. PRESENCIA DE PLOMO EN SUELOS DE USO GANADERO EN ABRA PAMPA, JUJUY 1660
Torres, C.G.; Diez Yarade, L.G.; Fernández, G.S. y Torres, P.N.

C6P34. EFECTOS DE GLIFOSATO SOBRE *EISENIA FETIDA* EN UN SUELO DE ENTRE RÍOS 1665
Turín, B.; Hernández, J.P.; Cerana, J. y Lallana, M.C.

C6P35. CARACTERIZACIÓN DE ÁREAS DE APORTE EN UNA CUENCA HIDROGRÁFICA PARA EL MONITOREO DE PLAGUICIDAS EN AGUA SUPERFICIAL 1671
Van Opstal, N.V.; Galizzi, F.; Sasal, M.C.; Gagneten, A.M.; Wilson, M.G.; Gabioud, E.A. y Seehaus, M.S.

C6P36. NITRÓGENO Y FOSFORO EN AGUA SUPERFICIAL Y SUBTERRÁNEA EN SECUENCIA MAÍZ-TRIGO/SOJA A ESCALA DE MICROCUENCA 1678
Van Opstal, N.V.; Seehaus, M.S.; Gabioud, E.A.; Oszust, J.D.; Wilson, M.G. y Sasal, Maria C.

C6P37. ¿CÓMO AFECTAN LOS CULTIVOS DE COBERTURA LAS EMISIONES DE ÓXIDO NITROSO DEL CULTIVO POSTERIOR? 1684
Vangeli, Sebastián; Restovich, Silvina; Azich, Pablo y Posse, Gabriela

C6P38. PANORAMA ACTUAL DEL USO DE RELLENOS SANITARIOS EN ETAPA POST-CLAUSURA Y ALTERNATIVAS DE INNOVACIÓN 1689
Zubillaga, Marta Susana; García Serra, Julieta; Zubillaga, M. Mercedes y Branzini, Agustina

COMISIÓN 7: Enseñanaza de la ciencia del suelo

C7P1. PRÁCTICA DE EXTENSION UNIVERSITARIA PARA CARACTERIZAR EL SUELO DE UNA HUERTA ESCOLAR 1695
Acosta, A.M.; Olmos, G.V.; Biotti, R.D.y Attala, S.S.

C7P2. APLICACIÓN MÓVÍL COMO HERRAMIENTA DIDÁCTICA EN LA ENSEÑANZA DE LA TAXONOMÍA DE SUELOS 1699
Amín, S.; Becerra, M. A.; Chilano, Y. y Parra, B.

C7P3. PRÁCTICA EDUCATIVA EN LA ENSEÑANZA DE LA CIENCIA DEL SUELO. PARTE I 1700
Andina Guevara, D.P. y Benimeli, M.F. (ex aequo)

C7P4. PRÁCTICA EDUCATIVA EN LA ENSEÑANZA DE LA CIENCIA DEL SUELO. PARTE II 1706
Andina Guevara, D.P y Benimeli, M.F. (ex aequo)

C7P5. APLICACIÓN PARA LA ENSEÑANZA DE TAXONOMÍA DE SUELOS 1714
Becerra, M.A.; Parra, B.; Amín, S. y Chilano, Y.

C7P6. TALLER DE CALIDAD DEL SUELO COMO NEXO ENTRE DISTINTOS NIVELES DE ENSEÑANZA 1719
Bulos L.; Bonvecchi V.E.; Petrasek M.R.; Irigoin J. y Costa M.C.

C7P7. IDENTIFICACIÓN DE LIMITANTES PARA LA ADOPCIÓN DE CULTIVOS DE COBERTURA EN SISTEMAS BAJO SOJA CONTINUA. 1720
Casasola, E.

C7P8. LA INVESTIGACIÓN EN SUELOS EN ESCUELAS: PROYECTO EDUCATIVO ¡ASÍ SON LOS SUELOS DE MI PAÍS! 1721
Fritz, F.G.; Lippi, G..; Duhalde, J. y Gil Libarona, V.

C7P9. "LOS TIPOS DE SUELO DE SINSACATE": UN APORTE A LA EDUCACIÓN PRIMARIA BAJO EL METODO ABP" 1722
Fritz, F.G.; Lippi, G. y Vilchez, L.

C7P10. UNA TRANSECTA EN LA CORDILLERA NORPATAGÓNICA COMO HERRAMIENTA PEDAGÓGICA EN LA ENSEÑANZA DE EDAFOLOGÍA 1728
Frugoni, María Cristina y Suárez, Adriana

C7P11. ESTRATEGIA COMUNICACIONAL SOBRE MANEJO DE LA FERTILIDAD DE LOS SUELOS. EQUIPO INTERDISCIPLINARIO PARA PENSAR Y HACER 1732
Guglielmone, P.; Bacigaluppo, S.; Salvagiotti, F. y Fior, M.

C7P12. CONQUISTA DEL DESIERTO Y LA ZANJA DE ALSINA EN 1877: UNA EXTENDIDA CALICATA 1738
Marasas P.A.

C7P13. GENERACION DE RECURSOS DIDÁCTICOS PARA LA ENSEÑANZA DEL PROCESO DE EVALUACION DE TIERRAS 1742
Novelli, Le.E; Fontana, M.B.; Gvozdenovich, J.J. ; Folmer, M.A; Saluzzio, M.F y Barbagelata, P.A.

C7P14. CON UNA MIRADA AGRONÓMICA: ANÁLISIS CURRICULAR DE CURSOS INTRODUCTORIOS A LA CIENCIA DEL SUELO 1748
Ramos, N.M.; Alonso, A.G y Mestelan, S.A.

C7P15. ALCANCE DE LA ENSEÑANZA DE LA CIENCIA DEL SUELO EN LAS UNIVERSIDADES DE PARAGUAY 1749
Rasche Alvarez, J.W.; Leguizamón Rojas, C.A.; Paniagua Alcaraz, J.R.; Quiñonez Vera, L.R.; González Cáceres, E. y Duarte Monzón, A.D.

C7P16. PRODUCCIÓN DE SUSTRATOS ORGÁNICOS CON DESECHOS VEGETALES DE LA COMUNIDAD ESCOLAR PARA PRODUCCIÓN DE HIERBAS MEDICINALES 1754
Silva, G.L.; Furtado, Q.S; Silva, L.R.; Rodrigues, R.A. y Coutinho, É.

EXTENSIÓN: EL COMPLEMENTO FUNDAMENTAL PARA LA INVESTIGACIÓN

Bell, Mark

Universidad de California (UC ANR)

RESUMEN

Como científicos, buscamos el desarrollo del conocimiento. Implementamos experimentos para aumentar nuestro entendimiento y generar soluciones a problemas cada vez más complejos que enfrenta nuestra sociedad. Pero ese trabajo es solo una parte del sistema para introducir los cambios en la sociedad. Debemos ser capaces de llevar a cabo nuestra investigación y entregarla de manera que nuestro público pueda adoptarla fácil y fácilmente. Esta charla presenta el marco "ASISTE" para ayudar a construir un programa exitoso, discute "CEBRA" - factores necesarios para el éxito, y finalmente veremos "DIA" cómo hacemos nuestra información convincente.

DESAFÍOS Y OPORTUNIDADES EN LOS ESTUDIOS DEL SUELO GRACIAS A LOS ÚLTIMOS AVANCES TECNOLÓGICOS

Rossiter, David G.
Sección de Suelos y Cultivos, Universidad de Cornell (USA); ISRIC-World Soil Information (NL)

RESUMEN

Vivimos en una época de grandes avances tecnológicos, los cuales abren nuevos caminos para el mejor entendimiento del suelo, su relación con el ecosistema, su comportamiento bajo varios sistemas de manejo y su estudio ó levantamiento. Las nuevas tecnologías incluyen:
La espectroscopía (Vis-NIR, XRF, rayos gamma) tanto en el laboratorio como en el campo; los sensores remotos (multi,hiper-espectrales y temporales), los satélites que detectan la humedad del suelo; las mediciones semi-continuas espaciales del suelo y cultivos a través de instrumentos de campo; la extracción de alto rendimiento de ADN; el cálculo de código abierto; las redes de comunicación; los sistemas de posicionamiento global; la cartografía digital de suelos; la morfometría digital de perfiles de suelos y las masivas bases de datos. Los desafíos nos han impuesto objetivos de desarrollo sostenible (ONU), muchos de los cuales dependen del manejo adecuado del suelo. En esta ponencia, se mostrarán ejemplos de la aplicación de dichas tecnologías a los estudios de suelos, con énfasis en estudios de campo de gran alcance.

LA INCORPORACIÓN DE LA COMPLEJIDAD AMBIENTAL: UN NUEVO DESAFÍO PARA LA INVESTIGACIÓN EN LAS CIENCIAS AGRARIAS. LA AGROECOLOGÍA COMO NUEVO PARADIGMA, ALCANCES Y LIMITACIONES

Sarandón, Santiago J.

Agroecología, CIC-Facultad Cs. Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, Argentina.

CC 31, 1900, La Plata, Argentina. E-mail: sarandon@agro.unlp.edu.ar

RESUMEN

La investigación "científica" aplicada a la agricultura en los últimos 50-60 años ha generado una agricultura altamente productiva y "rentable", pero con grandes consecuencias ambientales y sociales. El predominio de un enfoque cortoplacista y reduccionista, que no tiene en cuenta los costos sociales y ambientales ha dado, como resultado "previsible", este modelo de agricultura insustentable.

El diseño, manejo y evaluación de agroecosistemas sustentables requiere de la investigación un rol fundamental. Los agroecosistemas son sistemas de alta complejidad ecológica y social, y no pueden ser abordados desde enfoques reduccionistas. Es necesario reemplazar este enfoque cortoplacista, productivista (y excluyente), que no tiene en cuenta los costos ambientales y sociales, por uno sustentable, que contemple y minimice los impactos ambientales y sociales a largo plazo y genere una agricultura aplicable a un mayor número de agricultores.

Se requiere un nuevo paradigma en las ciencias agrarias que permita incorporar la complejidad ambiental, contemple y minimice los impactos ambientales y sociales a largo plazo y genere una agricultura más inclusiva. Este nuevo paradigma tiene 3 componentes novedosos e interrelacionados: a) la sustentabilidad, b) la complejidad y c) la incertidumbre. La Agroecología surge como ese nuevo paradigma y concepción de la enseñanza, la investigación y la extensión. En este nuevo escenario debemos reflexionar si son adecuados los mismos temas a investigar, los mismos investigadores, las mismas Instituciones y sus parámetros de evaluación, y si sirven las metodologías diseñadas y utilizadas comúnmente por la investigación. Se analizan la potencialidad de este abordaje y las limitaciones para incorporar este enfoque en las instituciones de investigación.

BIORREMEDIACIÓN DE SUELOS IMPACTADOS CON PLAGUICIDAS. EMPLEO DE ENMIENDAS E INOCULACIÓN CON ACTINOBACTERIAS

Raimondo, Enzo E.; Aparicio, Juan D.; Bigliardo, Ana L.; Fuentes, María S.; Benimeli, Claudia S.

Planta Piloto de Procesos Industriales Microbiológicos (PROIMI-CONICET). Facultad de Bioquímica, Química y Farmacia, Universidad Nacional de Tucuman. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Catamarca. Av. Belgrano y Pje. Caseros. San Miguel de Tucuman. Argentina. cbenimeli@yahoo.com.ar

RESUMEN

El lindano es un plaguicida organoclorado tóxico y persistente, cuyo uso extensivo generó su acumulación en diferentes matrices del ambiente, tales como los suelos. La biorremediación es una tecnología eco-amigable que permite sanear ambientes contaminados, explotando capacidades metabólicas de los microorganismos. El uso combinado de estrategias de bioaumentación (inoculación con microorganismos con capacidad para degradar contaminantes) y de bioestimulación (agregado de nutrientes, texturizantes, entre otros) resulta un enfoque prometedor para lograr tal fin. En este sentido, el empleo de sub-productos de la actividad agroindustrial constituye una alternativa novedosa. El objetivo del presente trabajo fue estudiar la remoción de lindano en microcosmos de suelos de diferentes texturas mediante el empleo conjunto de un consorcio de actinobacterias y de bagazo de caña de azúcar como enmienda orgánica. Se inoculó un consorcio definido de actinobacterias (*Streptomyces* sp. A2, A5, A11 y M7) en microcosmos de suelo franco limoso, arcilloso y arenoso no estériles contaminados con lindano (2 mg Kg^{-1}). Los suelos se incubaron durante 14 días a 30 ºC, y se determinó lindano residual por cromatografía gaseosa. Se evaluaron diferentes proporciones suelo:bagazo (100:0; 98:2; 90:10), diferentes tamaños de partículas de bagazo (0,5 mm y 5,0 mm) y proporciones de humedad (20% y 30%) sobre la remoción del plaguicida, con la finalidad de encontrar las condiciones óptimas para cada sistema. Se evaluaron actividades enzimáticas en los suelos (FDA, ureasa, fosfatasas, DHA y catalasa) a fin de utilizarlas como indicadoras del éxito del proceso de biorremediación. En los tres suelos evaluados, el agregado de bagazo incrementó la remoción de lindano en relación a lo observado en los suelos sin enmendar. Dicho incremento fue dependiente del tipo de suelo y de las condiciones experimentales (humedad, contenido y tamaño de la enmienda). En las condiciones óptimas se observaron porcentajes de remoción del plaguicida de 55,3, 62,9 y 72,6% en los suelos franco limosos, arcillosos y arenosos, respectivamente. No todas las actividades enzimátivas del suelo se vieron afectadas de la misma manera en presencia de lindano: FDA, fosfatasa ácida y alcalina y deshidrogenasa fueron inhibidas, catalasa fue ligeramente estimulada mientras que ureasa no se afectó significativamente. En la mayoría de los casos, las actividades enzimáticas fueron mayores en los suelos contaminados e inoculados respecto a los suelos contaminados sin inocular, por lo que las actividades enzimáticas serían bioindicadores apropiados para un proceso de biorremediación. Para ello, se seleccionaron las actividades enzimáticas FDA, catalasa y fosfatasa ácida como bioindicadores del proceso. Los resultados obtenidos demuestran que el empleo de la enmienda orgánica en conjunto con el consorcio definido de actinobacterias, es una herramienta prometedora para restaurar suelos contaminados con lindano, siendo las enzimas seleccionadas bioindicadores efectivos para evaluar el éxito del proceso.

MANEJO INTEGRAL DE SUELOS PARA REDUCIR PÉRDIDAS DE NUTRIENTES EN EL AGROECOSISTEMA

Sasal, María Carolina

INTA, Estación Experimental Paraná. Oro Verde 3101, Entre Ríos, Argentina. sasal.maria@inta.gob.ar

RESUMEN

El destino de nutrientes en los agroecosistemas impacta en la sociedad. Entre los efectos positivos se destacan aumento en productividad de ecosistemas y rendimiento y calidad nutricional de los cultivos, en tanto que la eutrofización, la pérdida de biodiversidad y la contaminación de aguas constituyen ejemplos de efectos no deseados sobre los ecosistemas. El objetivo es evaluar diferentes prácticas agronómicas como fuente no puntual de contaminación de cuerpos de agua, analizar pérdidas de N y P provenientes de agrosistemas a diferentes escalas y proponer un manejo integral de suelos. A escala regional, en Entre Ríos se relevaron 311 puntos en cursos de agua superficial con aporte rural y se registró que 2,5% de sitios superaban los 10 $mgNl^{-1}$, 32,5% presentaba valores inferiores al umbral de eutrofización y más del 82% presentó valores de P superiores al umbral. A escala de microcuenca, en Paraná se analizan desde hace 10 años un embalse y una napa freática con maíz-trigo/soja. Si bien las concentraciones de N fueron inferiores a 10 $mgNl^{-1}$, se detectaron pulsos en agua freática que lo duplicaron, asociado a fertilización nitrogenada en un período de sequía via flujo preferencial. Las concentraciones de P en agua freática fueron inferiores al umbral de agua de bebida y en agua superficial presentaron valores superiores al nivel de eutrofización. En Pergamino, la capa freática tuvo concentraciones de N superiores a 10 mgl^{-1} bajo soja, proveniente de la mineralización de materia orgánica. El trabajo concluye que gran parte de los nutrientes que llegan al agua superficial resultan de la erosión en la cuenca del arroyo Pergamino. Los sedimentos están enriquecidos en N, P y C, independientemente del manejo y de la posición en el paisaje. Por otro lado, estudios recientes evaluaron enmiendas como estrategia de remediación a corto plazo de Argiudoles bajo siembra directa. Se detectan pulsos de lixiviación de N y de escurrimiento de N y P coincidentes con momentos de fertilización y aplicación de enmiendas orgánicas. Ensayos en microparcelas indican que lluvias muy próximas a fertilización favorecen pérdidas de P por escurrimiento. Las prácticas identificadas para minimizar pérdidas no son novedosas ni desconocidas para el sector agropecuario. Está demostrado que minimizar el escurrimiento, reduce el aporte de nutrientes desde agroecosistemas hacia ambientes acuáticos. Estudios realizados a escala de parcela en Paraná, revelan que el monocultivo de soja duplica la perdida de agua por escurrimiento respecto a la rotación con maíz y trigo. En consecuencia, la implementación de secuencias de cultivos más diversificadas puede mitigar las pérdidas de nutrientes, aunque utilicen mayores dosis de fertilizantes. Las prácticas de conservación de suelo, tales como la sistematización de tierras y la siembra directa, permiten controlar la velocidad del escurrimiento del agua de lluvia. Así, constituyen herramientas para minimizar la erosión hídrica y las pérdidas de nutrientes asociadas. En las lomas y media-lomas con agricultura continua, es necesario implementar secuencias intensificadas y en los bajos preservar la vegetación en franjas ribereñas. En los últimos 10 años, estudios a diferentes escalas identifican altas concentraciones de N y P provenientes de los sistemas de producción actuales y permiten analizar cuáles son las prácticas a rever para reducir las pérdidas. Este trabajo pone en valor la importancia del monitoreo de largo plazo en la detección de impactos que puede generar la producción agropecuaria sobre el medio ambiente.

ALTERNATIVAS DE MANEJO DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES EN LA PROVINCIA DE TUCUMAN

Sotomayor, Carolina
Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres
csotomayor@eeaoc.org.ar

RESUMEN

La Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres (EEAOC) viene desarrollando diversas líneas de investigación destinadas al manejo de los residuos agroindustriales en la provincia de Tucumán, dentro de las cuales se destacan los provenientes de la industria de la caña de azúcar y del limón.

Bagazo, residuo fibroso que se obtiene de la extracción del jugo en el proceso de molienda de la caña. Su uso más frecuente es como combustible para generación de vapor dentro de la misma industria azucarera, en la producción de papel y como constituyentes de mezclas destinadas a compostaje. De su quema se originan alrededor de 30 kg de cenizas por tonelada de caña que contienen 20 % de materia orgánica, siendo empleadas en aplicaciones directas al suelo (factibilidad de uso determinada por su conductividad eléctrica) y constituyente primario en la elaboración de compost.

Cachaza residuo sólido que se obtiene en el proceso de clarificación de los jugos, a razón de 30 kg/tn de caña molida, rico en materia orgánica y nutrientes esenciales (N, P, Ca, S), se aplica directamente en suelos agrícolas, considerando dos criterios: como fuente nitrogenada reemplazando parcial o totalmente el uso de fertilizantes orgánicos o como enmienda para mejorar las propiedades físicas del suelo. También en la actualidad como componente primario en las mezclas destinadas a compostaje.

Vinaza, efluente proveniente de la producción de bioetanol, a razón de 13 litros de vinaza por cada litro de alcohol producido, presenta elevada Demanda Química y Biológica de Oxígeno, la cual le otorga un alto poder contaminante, que si es volcada a los cursos de agua provoca elevada mortandad de la flora y fauna acuática, también caracterizada por su elevada concentración de sales, principalmente de potasio, se dispone en suelos agrícolas en distintas dosis de acuerdo a los tipos de suelos presentes en la provincia, siendo la recomendada por experiencias desarrolladas por la EEAOC la de 150 m3/ha/año. Se han iniciado experiencias en la cuales la vinaza se emplea para riego de las mezclas destinadas a compostaje. El compostaje, proceso a partir del cual se puede obtener un producto estable, uniforme, con características beneficiosas para el suelo y los cultivos, de elevado valor comercial, es la alternativa que hoy se está implementando, con el propósito de minimizar el impacto ambiental que tendrían cada uno de estos residuos si fueran utilizados por separado.

Los efluentes cítricos, provenientes del procesamiento de la fruta, se emplean para riego en suelos agrícolas considerando que brinda aportes significativos de agua y nitrógeno.

Es de suma importancia la investigación y el desarrollo de estas y aún nuevas tecnologías de manejo de los residuos agroindustriales, que brinden las herramientas necesarias para una producción sustentable, con el cuidado del medioambiente debiendo ser prioritario en toda actividad productiva, ya que su deterioro conlleva a la degradación del medio natural, la disminución en la calidad de vida y un claro incremento en los costos de producción.

ALMACENAMIENTO DE CARBONO EN SISTEMAS GANADEROS

Banegas, Natalia
Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido (IIACS)- Centro de Investigaciones Agropecuarias (CIAP)- INTA
Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucuman.

RESUMEN

La demanda global de alimentos estimula el aumento de la producción agrícola-ganadera para garantizar la disponibilidad alimentaria pero, a la vez, plantea desafíos en cuanto al impacto de estas actividades sobre los recursos. Mencionado incremento ha traído como consecuencia aumentos en la tasa de deforestación, en el uso de agroquímicos, en la erosión de los suelos, en el deterioro de las cuencas y fuentes de agua y en la emisión de gases asociados al calentamiento global.
En Argentina los principales sectores vinculados a emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) son el energético y el agrícola-ganadero. Es por ello que en los últimos años la agenda nacional ha sido testigo de un incremento en la cantidad y profundidad de los debates en relación entre la actividad agropecuaria y cambio climático, lo cual también se observa en las agendas de investigación internacionales. Sin embargo, el impacto ambiental de la ganadería sobre el cambio climático no ha recibido tanta atención como la actividad agrícola
Los sistemas ganaderos, formados por cuatro componentes básicos (suelo-planta-animal-hombre), poseen gran complejidad en sus interrelaciones y pueden contribuir al almacenamiento de carbono, debido precisamente a esta amplia gama de posibles combinaciones y funciones.
La captura y conservación de C en los agroecosistemas terrestres se plantea como un proyecto que permitiría atenuar las emisiones de GEI por el sector, y capturar dióxido de carbono generando "Reducciones Certificadas de Emisiones" (RCE).
El almacenamiento de C en los agroecosistemas involucra la captura de CO_2 a través del proceso de fotosíntesis, y su conversión y almacenamiento en la biomasa (aérea y subterránea) y materia orgánica del suelo (MOS), siendo el suelo el principal reservorio de C sobre la superficie terrestre, almacenando al mismo como carbono orgánico (CO).
Se estima que a una profundidad de un metro, el suelo contiene entre 1500-2000 Pg de C en varias formas orgánicas, desde residuos recientemente incorporados hasta compuestos recalcitrantes humificados. Aproximadamente un tercio de este CO se encuentra en suelos forestales, otro tercio en suelos de pasturas y sabanas, y el tercio restante en humedales, suelos agrícolas y otros biomas (Janzen 2004).
El almacenamiento de CO en los ecosistemas está controlado por el balance entre entradas de C y salidas por el proceso de descomposición. Las entradas de carbono al suelo provienen de diferentes fuentes como: mantillo, raíces y la rizodeposición de las diferentes plantas que componen el sistema, y en algunos casos, las excretas de los animales. Las salidas están determinadas principalmente por la oxidación de la materia orgánica (MOS) en forma de CO_2. Las prácticas que tiendan a incrementar la producción y crecimiento vegetal, y el aporte de residuos, contribuirán a aumentar los niveles de CO en suelo. Es por ello que la historia y el uso de suelo tienen un impacto importante en el secuestro de C.
Al respecto, Janzen (2004) expresa que los flujos de C en el agroecosistema pueden ser administrados a través de las decisiones de manejo, y por ende, se podría decidir qué funciones de suelo pueden ser estimuladas de acuerdo a las necesidades de cada sistema en particular en un tiempo y espacio determinado. Basándose en estos trabajos y conceptos, se propone al pastoreo como un potencial instrumento para secuestrar C (Piñeiro 2006).
Para evaluar esta potencialidad de secuestro en sistemas pastoriles surge la necesidad de evaluar no sólo el contenido de CO, sino también las fracciones del mismo ya que los cambios de uso de suelo y el manejo de los agroecosistemas provocan alteraciones en las reservas de MOS que pueden ser oscurecidas por la gran cantidad de materia orgánica recalcitrante que es inalterable en el corto y mediano plazo. En el sector agropecuario, la adopción de ciertas prácticas de uso y manejo de los sistemas podrían contribuir a reducir estas pérdidas e incrementar el C secuestrado en ecosistemas terrestres. Los sistemas pastoriles y silvopastoriles pueden presentar un alto potencial de captura de C al complementar estrategias de manejo sustentables con planteos productivos atractivos para los productores agropecuarios.
Comprender el impacto de diferentes planteos de manejo sobre los distintos procesos y componentes de los agroecosistemas es un elemento imprescindible para desarrollar estos sistemas. Las consideraciones precedentes promueven el análisis de los sistemas pastoriles, en orden a establecer la posibilidad de los mismos para actuar como sumideros de carbono.
En esta presentación se mostrarán los resultados obtenidos al evaluar sistemas pastoriles bovinos de la región bajo diferentes estrategias de manejo.

CULTIVOS DE SERVICIOS: SU ROL EN LA FORMACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO.

Piñeiro, Gervasio y Pinto, Priscila

LART. Laboratorio de Análisis regional y Teledetección. IFEVA/Catedra de Ecología, Facultad de Agronomía UBA.

Grupo de Ecología, Facultad de Agronomía, Universidad de la Republica, Uruguay.

RESUMEN

Tradicionalmente los cultivos son sembrados para ser cosechados. Sin embargo, en los últimos años la siembra de cultivos para otros fines ha cobrado especial relevancia. Los cultivos empiezan a ser sembrados con objetivos varios que en general se pueden asociar a un servicio ecosistémico deteriorado, como ser: la protección contra la erosión (cultivos de cobertura); la incorporación de materia orgánica (abonos verdes); la retención de nutrientes (*Catch crops*); la incorporación de N vía fijación atmosférica (con leguminosas); la descompactación del suelo; el consumo de agua para disminuir las napas; la cobertura del suelo para reducir la evaporación; la reducción de malezas por competencia y hasta la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero.

Las funciones son muchas y diversas, pero apuntan a proveer uno o varios servicios ecosistémicos de interés. Por ello proponemos nombrar a éstos "cultivos de servicios" e incorporarlos al marco teórico de los servicios de los ecosistemas, cambiando el paradigma de la revolución verde centrado en el cultivo, a un nuevo paradigma agrícola centrado en el ecosistema y sus servicios. La calve del éxito de estos cultivos de servicios será la utilización de la energía no interceptada por los cultivos de cosecha y su canalización hacia la provisión de servicios ecosistémicos. Este nuevo paradigma exige nuevas líneas de investigación agronómica, con fuertes bases en ecología de ecosistemas, por ejemplo en el manejo y desarrollo de especies (y mezclas de especies) para mejorar la formación de materia orgánica del suelo, la producción de raíces, el consumo y eficiencia en el uso del agua, la fijación biológica de N, la habilidad competitiva y la captación de nutrientes, entre otros.

La formación de materia orgánica del suelo, es clave en la provisión de diversos servicios ecosistémicos y refleja la "salud" del ecosistema. Por ello, formar materia orgánica del suelo a partir de los cultivos de servicios parece ser un objetivo primordial. La materia orgánica suelo es heterogénea y compleja, lo cual ha dificultado la comprensión cabal de sus procesos de formación y descomposición. Sin embargo, en los últimos años se han obtenido notables avances en el entendimiento de su dinámica en base a nuevas técnicas y equipos, logrando modelos conceptuales más robustos sobre su funcionamiento. Para lograr una mayor formación de materia orgánica del suelo es importante considerara la cantidad y calidad de la producción de raíces de los cultivos de servicios. Resultados recientes muestran que la inclusión de gramíneas de alta producción favorece la formación de materia orgánica particulada, mientras que la siembra de leguminosas como cultivo de servicio favorece la formación de materia orgánica asociada a los minerales. El adecuado balance en la calidad de los residuos aportados al suelo (la dieta para los microorganismos), parece ser la clave para lograr una mayor humificación y estabilización de la materia orgánica en el suelo.

PROPUESTAS PARA MEJORAR EL MODELADO DE LA DINÁMICA DE C EN EL SUELO

Villarino, Sebastián H.

Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Unidad Integrada Balcarce, Facultad de Ciencias Agrarias (UNMdP) - Estación Experimental Agropecuaria Balcarce (INTA). sebavillarino@gmail.com

RESUMEN

El desarrollo de estrategias que contribuyan a la mitigación del cambio climático y la elección de prácticas de manejo para un uso sustentable del suelo depende, en gran medida, de nuestra capacidad para comprender y predecir la dinámica del carbono orgánico del suelo (COS). Para este fin, los modelos de simulación de la dinámica del COS (MS-COS) constituyen una herramienta fundamental, ya que utilizan un marco matemático para integrar, examinar y evaluar nuestro entendimiento sobre los flujos de C entre el suelo, la vegetación y la atmósfera. La mayoría de los MS-COS divide al COS en 2 ó 3 compartimientos, definidos según su tiempo medio de residencia. La pregunta que aún se encuentra en debate es ¿De qué depende dicho tiempo medio de residencia? Históricamente, los MS-COS han asociado dichos compartimientos a distintos tipos de compuestos orgánicos, asumiendo que el material contenido dentro de ellos se encuentra bien mezclado y que su tasa de descomposición puede describirse con una ecuación de cinética de primer orden. Por un lado, los avances en diversas técnicas de laboratorio, como el marcado isotópico o la espectroscopia, nos han mostrado que compuestos de diferente composición química pueden tener el mismo tiempo medio de residencia. Esto no significa que la composición química de los residuos no cumpla ningún rol, sino que la misma es un factor más que regula la velocidad de descomposición en el corto-mediano plazo (de años a décadas), pero que la permanencia del COS, especialmente en el largo plazo (cientos de años), depende de otros factores. En estudios recientes se argumenta que la dinámica del COS se encuentra gobernada principalmente por los mecanismos de protección que controlan la accesibilidad al C. Los principales mecanismos propuestos, la oclusión del C dentro de los agregados del suelo (protección física) y la asociación del C con fracción mineral fina del suelo (protección físico-química), tienen una capacidad de protección limitada y, por lo tanto, el suelo tiene una capacidad máxima para contener COS, también conocida como el nivel de saturación de C. Sin embargo, debido a que los MS-COS utilizan ecuaciones de cinética de primer orden para calcular la descomposición de sus compartimientos, asumen que relación entre los aportes de C y el contenido de COS al equilibrio es directamente proporcional y, consecuentemente, que la capacidad del suelo para contener C es ilimitada. Por otro lado, la ubicación del residuo vegetal, residuos aéreos o raíces, interactúa con los mecanismos de protección y juega un rol clave en la estabilización del COS. En general, se ha observado que las raíces tiene una humificación superior a la de los residuos aéreos. Sin embargo, estas diferencias no han sido consideradas por los modelos de simulación más difundidos.

A partir de los avances logrados en el entendimiento de la dinámica del COS surge la necesidad de repensar los MS-COS y orientarlos hacia el modelado de la dinámica de los mecanismos protección. El fraccionamiento del COS por tamaño de partícula en C orgánico particulado (COP, partículas entre 53 y 2000 μm) y en C orgánico asociado a la fracción mineral (COAM, partículas menores que 53 μm) ha sido propuesto como una técnica para distinguir compartimientos asociados a la protección física (COP) y a la protección físico-química (COAM). Una gran cantidad de experimentos han demostrado que estas fracciones tienen dinámicas y funciones edáficas muy contrastantes. Por lo tanto, consideramos que aquellas dos fracciones tienen una gran potencialidad de formar parte de un MS-COS basado en los mecanismos de protección. Además, utilizar un MS-COS estructurado con estas fracciones fácilmente medibles tendría varias ventajas: i) sería posible inicializar el modelo para cualquier condición donde se conozcan los contenidos de COP y COA, ii) permitiría realizar una calibración/validación de las estimaciones de las fracciones COP y COA mediante su comparación contra valores observados, y iii) se podrían proyectar diferentes escenarios de uso del suelo y evaluar su impacto sobre el COA y el COP. En esta presentación se discutirá la estructura de un posible MS-COS que consideré los nuevos conceptos de la dinámica del COS y que, simultáneamente, sea lo suficientemente simple como para promover su uso generalizado de como herramienta de apoyo a las decisiones de manejo.

MONITOREO E IMPORTANCIA DE LA NAPA FREÁTICA

Bollatti, Pablo. A.

Agencia de extensión rural de la Estación Experimental Agropecuaria Marcos Juárez, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Ruta provincial N°12. Marcos Juárez, Córdoba, Argentina. bollatti.pablo@inta.gob.ar

RESUMEN

En los sistemas productivos del sudeste de la provincia de Córdoba, emerge una variable que en las últimas campañas ha tomado relevancia para técnicos y productores a la hora de tomar decisiones. Esta variable es la profundidad de la napa freática cuyo interés radica en su capacidad proveer agua a los cultivos ante una falta eventual de precipitaciones o un periodo seco. Los resultados productivos de la campaña 2017/18 se vieron plasmados en los altos rindes que se obtuvieron en los lotes evaluados frente a las escasas precipitaciones ocurridas durante el ciclo de cada cultivo, las cuales no fueron suficientes para abastecer la demanda de este. Se pudo evaluar a campo que el 32%, 32%, 25% y 42% del agua utilizada por los cultivos de trigo/soja, soja, maíz y alfalfa respectivamente, fue provista por aportes de la napa freática. Estos aportes generaron un descenso del nivel freático de 2.94 metros en alfalfa y 1.8 metros en los cultivos agrícolas con respecto al inicio del ciclo de cada cultivo. Estas fluctuaciones de la napa freática fueron relevadas de manera quincenal mediante freatímetros instalados a 200 metros dentro del cultivo a evaluar, para evitar influencias del entorno. La importancia del monitoreo de esta variable radica en evaluar si la profundidad a la que se encuentra la napa freática en determinado momento del ciclo del cultivo, será beneficiosa o prejudicial para los mismos, como así también conocer con que disponibilidad de agua se cuenta para afrontar una campaña agrícola o una determinada rotación, sabiendo que por cada centímetro de napa ésta es capaz de proveer al cultivo aproximadamente 2.5 mm de lámina.

EL MÉTODO "AGROHIDROLÓGICO" ORIENTADO AL MANEJO DE LOS LOTES AFECTADOS POR EXCESOS HÍDRICOS

Damiano, Francisco

Instituto de Clima y Agua, INTA, Castelar. Dr. Repetto y De Los Reseros s/n°. Hurlingham (B1686WAA), Provincia de Buenos Aires. Argentina. damiano.francisco@inta.gob.ar

RESUMEN

El manejo agrohidrológico de tipo “ingenieril-rural” contempla la dualidad típica de la región pampeana y extrapampeana en términos climáticos: inundaciones y sequías, incidiendo directamente en la mitigación de ambos procesos que llevan a la salinización superficial de los suelos. Asimismo, establece un marco hídrico y edafológico apropiado para acumular los excedentes de agua en sectores menos productivos (cubetas), protegiendo a otros ambientes de uso pecuario con riesgo evidente de hidromorfismo y halomorfismo. Además, se la considera un paso previo necesario para la realización de prácticas culturales y vegetativas, como ser, mejoramiento y remediación de suelos, adaptación de especies nativas e implantadas.

Ficha Técnica: Sistematización Agrohidrológica.

Nombre de la práctica: Control de aguas superficiales en planicies anegables en circuitos hidrológicos independientes.

Definición: Conjunto de estructuras hidráulicas de control de excesos hídricos superficiales en combinación con prácticas culturales y vegetativas de manejo y conservación de suelos.

Objetivo: Según la severidad del evento hídrico ordinario, el objetivo basal de la práctica agrohidrológica es impedir, retener o demorar la acumulación de excesos hídricos concentrándolos en los ambientes menos productivos del paisaje de llanura, de tal forma de dar mayor oportunidad al agua para ser transportada verticalmente hacia la atmósfera por evapotranspiración y hacia la napa freática por infiltración, permitiendo de esta forma almacenamientos superficiales y edáficos utilizables durante períodos de déficit hídrico o sequías.

Condiciones para aplicación: Regiones geomorfológicas de llanura preferiblemente de planicie extrema con pendiente menor al 0,5 % (baja energía cinética del agua), bajo régimen climático húmedo-subhúmedo y suelos hidromórficos y halomórficos con limitaciones de drenaje superficial y subsuperficial severas y susceptibles al ascenso de sales en superficie.

Principios agrohidrológicos:

- Retener la mayor cantidad de agua posible de la propia cuenca, área o predio.
- Almacenar un mayor volumen de excedentes de lo que normalmente genera la cuenca/módulo o área.
- Identificar y delimitar las áreas de evacuación de los excesos no controlables.

Circuito hidrológico: es la unidad agrohidrológica básica conformada por estructuras modulares diseñadas para evitar la transferencia de agua a otras unidades o sistemas hídricos. En caso de no ser posible retener todos los excesos generados, éstos deben ser transferidos en forma controlada por lugares definidos y acondicionados para tal propósito.

Obras estructurales:

- Estructuras de Captación: Captar, colectar, encauzar y conducir hacia una estructura de segundo orden los escurrimientos anárquicos provenientes de sectores ubicados en posiciones relativamente más elevadas, sean internos o externos al área de trabajo.
- Estructuras de Conducción: Conducir excesos hídricos punto a punto a través de un sistema confinado impidiendo trasvases y afecciones a áreas protegidas.
- Estructuras de Retención: Almacenar temporariamente los excesos en áreas usualmente ocupadas por lagunas semi-permanente produciendo un retardo en los caudales afluentes.

Equipos necesarios:

- Maquinaria e implementos rurales: tractor, arado de disco, pala y hoja niveladora de arrastre, zanjadora, taipera, motoniveladora, usados para construir estructuras menores a 0,6 m de altura y 0,3 m de profundidad (bordos y badenes, respectivamente).
- Maquinaria vial: retroexcavadora y topadora de hoja frontal para la construcción de presas con terraplén mayor a 0,8 m.

MÁS PRODUCTIVIDAD DEL AGUA, MÁS PRODUCTIVIDAD DEL SUELO

Gil, Rodolfo C.

Instituto de Suelos. INTA. Castelar.

RESUMEN

Palabras claves: Uso efectivo del agua. Brecha de conocimiento aplicado.

De la biomasa total que produce un cultivo, más del 95% está compuesta por carbono, hidrógeno y oxígeno, cuya fuente es el agua y el aire. Se podría decir entonces que para desarrollar una agricultura sustentable la manera más efectiva es producir biomasa vegetal intercambiando el agua del campo por el carbono del aire; respetando los tiempos de los procesos de construcción y descomposición. .

Este planteo constituye la base de la conservación y/o recuperación de la salud de los suelos y del mantenimiento de su capacidad productiva por: a) el impacto directo que tiene sobre los niveles de rendimiento de los cultivos, b) porque una mayor transformación del agua en material vegetal significa mayores aportes de carbono orgánico al suelo (y a su bio-actividad), y c) estos aportes inciden sobre el funcionamiento estructural del suelo y sobre la dinámica del agua en el suelo y sus relaciones con la planta.

La biomasa producida por unidad de agua consumida expresa la eficiencia con la cual la planta fija carbono en relación con el agua que transpira (por ejemplo por cada mm de agua usada un cultivo de maíz puede producir entre 20 a 25 kg de grano/ha, soja entre 7 a 10 y trigo entre 10 y 20 kg/ha). Sin embargo, el concepto de la "productividad del agua" que alcanza un determinado sistema de producción es mucho más amplio que la eficiencia de uso de agua por la planta, ya que engloba a la efectividad de captura y almacenamiento en el suelo, a la efectividad de utilización de esa agua almacenada, y a la capacidad que tiene el cultivo de convertir eficazmente el agua utilizada en biomasa vegetal (parte aérea, raíces, grano, etc.). Muy probablemente, ello explique la variabilidad interanual y espacial en los rendimientos de cultivos, altamente relacionado con el ambiente y el manejo de los sistemas productivos.

Si tenemos en cuenta que la mayoría de los suelos de la gran región chaco-pampeana pueden almacenar en un metro de profundidad entre 100 a 150 mm en términos de agua disponible para los cultivos, se deduce que aún sembrando en un suelo bien húmedo, no alcanza para satisfacer los requerimientos totales (400 a 700 mm), que se necesitan para un rendimiento satisfactorio; y que por lo tanto, será necesario recargarlo con lluvias efectivas que infiltren durante el ciclo de producción; procurando reducir al máximo las pérdidas innecesarias que se generan por evaporación, percolación y escurrimiento superficial. Por el contrario el uso restringido de agua por una agricultura reduccionista contribuye a los excedentes hídricos, aumento de las napas, anegamientos e inundaciones.

Una visión integradora sobre la “Productividad del Agua” es pensar globalmente en un uso sistémico del agua con sus estrategias culturales de intensificación y diversificación, rotaciones, secuencia de cultivos, y nutrición balanceada. Sostener la capacidad productiva del suelo requiere integrar la información climática, con las características edáficas y elaborar interpretaciones funcionales que permitan entender la potencialidad del ambiente. A partir de este conocimiento, se podrán establecer, combinar y ajustar las estrategias agronómicas más convenientes para “administrar” de la mejor manera la luz, la temperatura, el agua y los nutrientes.

Pero…, nada de esto es desconocido, muy por el contrario existe sobrado conocimiento (científico y empírico), que junto con el avance en herramientas tecnológicas facilitaría su aplicación. A pesar de ello vemos que la productividad del suelo en nuestro país se está viendo cada vez más comprometida. La pregunta entonces es muy sencilla:

“¿Cuál o cuáles son las causas que explican la brecha entre el conocimiento generado desde la ciencia del suelo y su adaptación o transformación en soluciones y/o aplicaciones competitivas y sustentables?”

BALANCE HÍDRICO, INUNDACIONES Y SALINIZACIÓN: SU RELACIÓN CON EL USO Y MANEJO DEL SUELO EN LA LLANURA CHACO-PAMPEANA

Nosetto MD, Marchesini VA, Giménez R, García G, Houspanossian J., Ballesteros SI, Páez R, Jobbágy EG.

Grupo de Estudios Ambientales, Instituto de Matemática Aplicada San Luis (CONICET & UNSL), Av. Italia 1556, San Luis, Argentina, marcelo.nosetto@gmail.com

RESUMEN

La vegetación y el sistema hidrológico manifiestan un estrecho vínculo en la llanura Chaco-Pampeana, influenciándose recíprocamente a distintas escalas espaciales y temporales. Cambios en la cobertura vegetal, como por ejemplo el reemplazo de bosques nativos o pasturas por cultivos anuales, pueden influenciar el sistema hidrológico, modificar los patrones de acumulación de solutos y a su vez retroalimentar el funcionamiento de los agroecosistemas. En esta presentación, se resumen los resultados ecohidrológicos relacionados al avance de la agricultura en dos sistemas diferentes: a) pastizales y pasturas de la región Pampeana y b) bosques xerófitos de la región Chaqueña. En el oeste de la R. Pampeana el reemplazo masivo de sistemas de producción mixtos (basados en pasturas de alfalfa) por sistemas puramente agrícolas (basados en cultivos anuales) que ha ocurrido en las últimas décadas genera diversas alteraciones ecohidrológicas. La menor capacidad transpirativa de la agricultura genera perfiles edáficos más húmedos y napas más superficiales, lo que se traduce en mayor riesgo e intensidad de inundaciones. Las mismas se caracterizan por ser de larga duración (> 1 año) y pueden llegar a abarcar hasta un tercio del territorio. Es interesante notar, sin embargo, que mediante el manejo agrícola (e.g. implementando cultivos de cobertura o dobles cultivo) se podrían atenuar estos impactos negativos. En la región Chaqueña los cambios hidrológicos son aún más abruptos ya que el reemplazo de bosques xerófitos por cultivos anuales inicia un flujo de drenaje profundo (y recarga freática) inexistente previo a la deforestación. Esto es evidenciado a partir del análisis de sitios pareados donde se observa que en los sitios agrícolas los perfiles edáficos muestran alto contenido de humedad, lavado de sales y niveles freáticos más superficiales, en comparación con los sitios de bosque. Si bien la presencia de napas más superficiales puede ser beneficioso para los cultivos en el corto plazo, si la tendencia ascendente de los niveles freáticos se mantiene podría afectarlos negativamente generando anoxia y salinización. Dado que el sistema hidrológico impone una conectividad que trasciende los límites físicos de un lote o establecimiento, es fundamental reconocer y cuantificar los servicios y "dis-servicios" hidrológicos provistos por los distintos usuarios del territorio.

LA UTOPÍA DE LA FERTILIZACIÓN BALANCEADA DEL SISTEMA DE PRODUCCIÓN ARGENTINA

Correndo, Adrián A.; y García, Fernando O.

IPNI Cono Sur, Av. Santa Fe 1864, Cpo. 1, Piso 17, Depto. 1, Buenos Aires. Argentina. acorrendo@ipni.net

RESUMEN

El concepto de fertilización balanceada puede tener diferentes escalas de análisis tanto en el tiempo como en el espacio. A nivel nacional, la agricultura argentina se encuentra lejos de un escenario de fertilización que puedan considerarse balanceada, pese a los múltiples beneficios productivos, económicos y ambientales demostrados de esquemas de fertilización con dicha característica. Así lo indican las estimaciones negativas de balance de los nutrientes más deficientes para la agricultura argentina desde hace más de dos décadas, y la muy baja adopción del análisis de suelos. Esta condición tiene responsabilidades compartidas de todos los actores del sistema productivo que podrían dividirse en tres grupos principales: productivo, de servicios y académico-institucional. Por un lado, dadas múltiples razones, es claro que el sector productivo no realiza las inversiones necesarias en fertilizantes para aprovechar los beneficios productivos y económicos y cuidar apropiadamente la fertilidad de los suelos. Por otro lado, el sector de servicios no ha sabido generar la confianza necesaria en los servicios y productos ofrecidos, desde análisis de suelos hasta fertilizantes. Finalmente, desde el sector académico-institucional, aunque en las últimas décadas se ha generado vasta información y se han desarrollado múltiples modelos de recomendación, tampoco se ha podido generar una extensión eficaz y eficiente con los demás sectores, principalmente el productivo, que se refleja en la falta de confianza y la aplicación limitada de las herramientas ofrecidas. En este sentido, también es pertinente cuestionar la eficacia de las instituciones, especialmente del estado, en su función de custodio y protector del recurso suelo. No obstante, cabe destacar que en los últimos años se han realizado múltiples esfuerzos para fortalecer esta confianza en la toma de decisiones como, por ej., los programas de interlaboratorio para certificar calidad de análisis de suelos y aguas, redes de ensayos de fertilización realizadas por el sector público patrocinadas desde el sector privado, experimentación en campo de productores, así como también la realización de congresos, simposios, talleres y encuestas que intentan abordar esta coyuntura desde distintos puntos de vista. Asimismo, existen interesantes ejemplos de acciones a considerar tomadas en otros países agrícolas, como es el caso de Australia. Allí, a través de la interacción entre todas las partes interesadas, se ha desarrollado una base de datos, actualmente con alrededor de 6 mil ensayos de fertilización en los principales cultivos, la cual alimenta un sistema de recomendación on-line de acceso público y gratuito para la toma de decisiones basadas en el análisis de suelos. Evidentemente, el escenario es desafiante, y requiere y requerirá de la discusión y la acción conjunta entre todas las partes interesadas para que la nutrición balanceada contribuya a la producción y a la conservación del recurso suelo.

MANEJO ESPACIAL DE LA NUTRICIÓN DE CULTIVOS EXTENSIVOS

Espósito, Gabriel

gesposito@ayv.unrc.edu.ar
Facultad de Agronomía y Veterinaria. Universidad Nacional de Río Cuarto.

RESUMEN

La agricultura inteligente se basa en seis pilares fundacionales: Siembra directa, fertilización balanceada, intensificación sustentable, genética-biotecnología, agricultura por ambientes y conocimiento colaborativo (Basso *et al*., 2013). Entre estos aspectos claves en el desarrollo de una agricultura moderna, adaptada a los requerimientos productivos y medio ambientales que exige la sociedad actual, quiero hacer énfasis en la fertilización por ambientes.

La República Argentina es uno de los países con mayor superficie agrícola del mundo, siendo uno de los principales responsables mundiales del suministro de alimentos (Calzada y Corina, 2017). Esta vasta región presenta una gran heterogeneidad entre e intra regiones productoras, con una gran variabilidad intra lote, según sea la región considerada (Espósito et al., 2014). Por este motivo es uno de los países con mayor adopción de la agricultura de precisión (Bragachini *et al.*, 2012). No obstante, la adopción de manejo variable de insumos es muy baja posiblemente por el escaso desarrollo y difusión de modelos agronómicos adaptados a las condiciones productivas de Argentina (Melchiori *et al.*, 2014).

Entre los modelos desarrollados para la nutrición espacial del cultivo de maíz puede mencionarse la dosificación en el rango del óptimo económica desarrollada por Espósito (2013) y validada para las condiciones del sur de Córdoba (Espósito *et al.*, 2018) que optimiza la dosis de N a fertilizar considerando las condiciones hídricas de cada campaña según el pronóstico ENSO del mes de agosto según una función de producción diferente en el año Niño, Neutro o Niña que incluye el índice topográfico compuesto (CTI) como indicador de la redistribución superficial del agua y con ello de la disponibilidad hídrica de cada punto dentro de un lote comercial de producción. Este modelo fue validado con información experimental independiente arrojando un grado de ajuste del 89% para las condiciones ambientales del Sur de Córdoba.

Por otro lado, la producción de maíz presenta interacción significativa entre la densidad de siembra y la oferta de N por fertilización. Esta situación pudo ser corroborada en numerosos experimentos realizados por Cerliani *et al.*, (2018), indicando que la densidad óptima de siembra es dependiente de la oferta hídrica y nutricional del maíz, no obstante a la densidad óptima la producción individual se mantiene constante y dependiente de la genética del maíz, además, una oferta nutricional superior a los 2,3 g de N por panta no hay incrementos de la producción por aumentos en la oferta de N (Espósito et al., 2018). Por ello, determinar el potencial productivo de maíz por ambientes según la oferta hídrica de cada campaña permitiría definir la densidad óptima de siembra y con ella y según la oferta de N del suelo en V6 ajustar la dosis de N para cubrir la necesidad de 2,3 g N por planta.

MODELOS DINÁMICOS DEL MANEJO DE LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA

Melchiori, Ricardo J. M.

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), EEA Paraná. Ruta 11 km 12.5 (CP3101),
Oro verde, Entre Ríos, Argentina; Tel:+54-03434975200- Fax:+54-03434975200;
E-mail: melchiori.ricardo@inta.gob.ar

RESUMEN

Los modelos de diagnóstico y fertilización tienen larga data de desarrollo en la Argentina, sin embargo tienen relativamente baja adopción. Aunque, el limitado uso de fertilizantes y su adecuado diagnostico no tiene causa única, la incertidumbre o falta de precisión de las recomendaciones para predecir la respuesta a la fertilización y por ende el retorno económico está entre ellas. Puede consensuarse en que las recomendaciones plantean reducir la brecha entre demanda de N de la planta y aporte del suelo, y que entre las limitaciones que se enfrentan está el hecho que la dosis optima económica depende de la adecuada estimación de la necesidad y los métodos no son precisos a nivel de lote, intralote, o entre años.

Los factores incontrolables como lluvias, temperatura, e interacciones con fuente y dosis de fertilizante, entre otras hacen de las recomendaciones un proceso guiado tanto por el conocimiento científico como por criterio de los usuarios. Resulta entonces, que lo único que podemos manejar con certeza es la dosis de aplicación de fertilizante.

En nuestro país, los métodos de diagnóstico se desarrollaron desde los 80 con modelos de respuesta general a la fertilización utilizando regresiones múltiples sobre datos de sitio obtenidos en redes de ensayos regionales. Más tarde, se incorporaron aproximaciones a balances de N y luego diagnósticos en estadios posteriores a la siembra para captar efectos de la mineralización. Asimismo, se difundieron modelos regionales de covariable basados en N en suelo y del fertilizante con umbrales dependientes de la productividad esperada, explicitando la relación requerimiento – dosis. En el mismo sentido, reconociendo el fuerte efecto de la interacciones sitio-clima, se propuso la utilización de modelos de simulación de cultivos para definir dosis según escenarios productivos.

Así, en los últimos tiempos resurge contemplar la variabilidad espacio-temporal, integrando índices que estiman potencial de mineralización, curvas sitio-específicas de respuesta con efectos espaciales, y considerando disponibilidad de agua, modelado de la variabilidad espacio temporal en respuesta a N, para culminar con la propuesta de desarrollo modelos que integran efectos espaciales del sitio, clima y hasta densidad de siembra y tipo de hibrido. Teniendo en cuenta los antecedentes más recientes, resultaría más conveniente diseñar una táctica y estrategia para el manejo variable de N, ajustando el diagnóstico mediante el fraccionamiento de la dosis de fertilización, con monitoreo en el cultivo mediante el empleo de sensores y/o imágenes, propiciando el uso de predicciones climáticas durante la estación de crecimiento para definir con más precisión el rendimiento alcanzable en la campaña.

EXPERIENCIA EN EL NOA EN DIAGNÓSTICO, PRESCRIPCIÓN Y APLICACIÓN VARIABLE DE FÓSFORO

Storti, Sebastian

Departamento de Servicios Tecnológicos de Aceitera General Deheza S.A.

RESUMEN

Desde el año 2007 se está trabajando en la zona de Tucumán con herramientas de última tecnología para el Diagnóstico, Prescripción y Aplicación de fósforo (P) variable.

El diagnóstico se realiza midiendo la Electroconductividad del suelo (EC) con veris 3100, el cual nos identifica los distintos tipos de suelo por su capacidad de transmitir la electricidad. Este es el comienzo para identificar la variabilidad de nuestros suelos, permitiendo un muestreo intensivo dirigido para cuantificar la variabilidad nutricional de los mismos. En promedio se realiza una muestra compuesta cada 3,5 hectáreas, esta intensidad de muestreo nos da la posibilidad de generar mapas de nutrientes por interpolación de puntos, utilizando sistemas de información geográficos (SIG). Esta intensidad fue definida por la relación entre el óptimo técnico y el óptimo económico, pero encontramos variabilidad dentro de las 3,5 hectáreas y se está trabajando con nuevo equipamiento(Soil-Optix) para mejorar la representación. En la actualidad cada muestra es analizada en nuestro laboratorio: AgLab; obteniendo 21 determinaciones que nos permite acceder a un diagnóstico completo para la toma de decisiones. Estas determinaciones son ordenadas según la relación Suelo-Planta en indicadores de Limitantes, Calidad y Deficiencia.

En el NOA encontramos al P disponible como uno de los nutrientes de mayor deficiencia y posibilidad de respuesta a la fertilización. Con más de 20.000 muestras de suelos georreferenciadas analizadas encontramos alrededor del 40 % muestras con niveles de P por debajo de un umbral de 15 ppm, con alta probabilidad de respuesta económica a la fertilización.

El P es un elemento que presenta gran variabilidad inter e intra lote, lo que justifica el manejo variable de la fertilización.

Con el mapa de P disponible del suelo y definiendo un umbral a cual queremos llegar se procede a la confección de la prescripción o recomendación variable de fertilización.

Como práctica agronómica recomendada, el primer año se realiza una fertilización base variable al voleo buscando nivelar el P del lote en el umbral establecido. Los años siguientes a la nivelación se calcula la extracción de P con mapas de rendimiento y con esta información se define la prescripción de reposición.

Para evaluar la evolución del trabajo ejecutado recomendamos realizar re-muestreo de los mismos puntos muestras cada 4 años.

INFLUENCIA DEL PASTO TROPICAL (*Brachiaria brizantha* cv. Mulato) COMO CULTIVO DE COBERTURA EN LOS PROCESOS MICROBIANOS DE UN SUELO AGRÍCOLA DEGRADADO DEL VALLE DE LERMA, SALTA

Perez Brandan, Carolina

EEA INTA Cerrillo. perez.carolina@inta.gob.ar

RESUMEN

Los microorganismos juegan un papel esencial en los ciclos biogeoquímicos promoviendo la salud, la calidad del suelo y el crecimiento de las plantas. La presencia de una comunidad microbiana diversa y funcional contribuye a la resistencia al estrés y a la resiliencia de los suelos (Montecchia *et al*., 2011). Por lo tanto, el estudio de sus comunidades microbianas representa una medida útil para evaluar el impacto del cambio en el uso de la tierra. La inclusión la pastura tropical *Brachiara brizantha* cv Mulato como cultivo de cobertura podría ser una herramienta útil para mejorar la actividad microbiológica del suelo y, en consecuencia, su calidad. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de *Brachiaria brizantha* cv. Mulato y maíz (Zea mays) como cultivos de cobertura sobre las comunidades microbianas del suelo y su contribución a la restauración de la calidad de un suelo degradado bajo de monocultivo de poroto común (*Phaseolus vulgari*s L.). El muestreo del suelo se llevó a cabo en 2016 después de seis años de efecto acumulativo en diferentes tratamientos: *B. brizantha*-*B. brizantha*- poroto común (B2), *B. brizantha*-poroto común (B1), maíz-poroto común (M) y monocultivo de poroto común (control). B2 y B1 mostraron una mayor hidrólisis de diacetato de fluoresceína (108.1% y 78.6%, respectivamente) y una mayor actividad de la fosfatasa ácida (304.5% y 181.6%, respectivamente) en comparación con el tratamiento de control. La eficiencia metabólica fue mayor bajo *B. brizantha* como cultivo de cobertura, con un cociente metabólico significativamente más bajo (tasa de respiración por unidad de carbono de la biomasa) en B2 (1,65) en comparación con el control (5,46). Por el contrario, el análisis de qPCR de la estructura microbiana no mostró diferencias significativas en la respuesta a los tratamientos evaluados. Por lo tanto, la abundancia de hongos y bacterias probablemente tuvo menos influencia en la diferenciación de los tratamientos en comparación con la actividad microbiana. Esta investigación demuestra que la inclusión de *B. brizantha* cv. Mulato como cultivo de cobertura en un sistema agrícola degradado puede afectar la funcionalidad microbiana del suelo a través de la contribución del abundante rastrojo generado y al aumento de la eficiencia microbiana en el uso de estas fuentes carbonadas. Dos ciclos consecutivos de *B. brizanth*a estimularon la actividad de las enzimas microbianas generando una alta eficiencia metabólica que favorece la descomposición de la materia orgánica. A medio plazo, en comparación con la estructura de la comunidad microbiana, las actividades microbianas reflejarían mejor los cambios generados por los ciclos de rotación en los esquemas agrícolas ensayados. Por lo tanto, el uso de esta especie forrajera puede contribuir a la sostenibilidad de los sistemas agrícolas mixtos en la región de estudio y constituye una alternativa prometedora para diversificar los agroecosistemas degradados.

ROL DE LOS HONGOS EN LA TRANSFORMACIÓN DE RESIDUOS VITIVINÍCOLAS EN ABONO ORGÁNICO

Saparrat, Mario[1,2,3,]*; Troncozo, María Inés[,2]; Balatti, Pedro[,2,4]

1 Instituto de Fisiología Vegetal (INFIVE) Universidad Nacional de La Plata (UNLP)–CCT–La Plata–Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y técnicas (CONICET) Diag. 113 y 61, CC 327, 1900 La Plata, Argentina.

2 Cátedra de Microbiología Agrícola, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, 60 y 119, 1900 La Plata, Argentina

3 Instituto de Botánica Spegazzini, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, 53 # 477, 1900 La Plata, Argentina.

4 Centro de Fitopatología–CIDEFI, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata (UNLP)- CICBA, 60 y 119, CC31, 1900 La Plata, Argentina

*masaparrat@yahoo.com.ar

RESUMEN

Hoy en día diferentes hongos saprótrofos son objeto de estudio por su habilidad para acondicionar, degradar y/o detoxificar una amplia variedad de residuos agroindustriales tales como rastrojos, alpeorujos, orujos, y otros subprodcutos lignocelulósicos. Esto resulta en una estrategia de revalorización que tiene como fin la obtención de diferentes productos de valor agregado como alimento animal, abono, energías renovables, y diferentes metabolitos primarios o secundarios activos, como enzimas y antioxidantes. La utilización de estos hongos está principalmente relacionada a su capacidad lignocelulolítica y a la síntesis de enzimas extracelulares que están involucradas en diversos mecanismos de transformación.

Un caso de residuo modelo de estudio y de relevancia regional es el representado por el orujo de uva de *Vitis labrusca* variedad Isabella de la Cooperativa del vino de la Costa de Berisso (Provincia de Buenos Aires). El apilamiento de este tipo de residuos en áreas cercanas a las fincas y bodegas constituye una fuente potencial de patógenos y vectores de impacto sanitario y ambiental y presenta inconvenientes relacionados a su manejo y disposición final. Aunque estos residuos podrían emplearse como enmienda orgánica, su naturaleza recalcitrante, característico de la uva y relacionado al contenido de compuestos fenólicos, a la acidez (pH 3,5) y a la elevada conductividad eléctrica de los residuos, limita su aplicación directa al suelo. Por lo tanto, nosotros estamos llevando a cabo el tratamiento de estos subproductos sólidos con diferentes hongos a fin de generar un abono orgánico que mejore las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos. En este sentido, se está analizando las características del material transformado por hongos específicos, así como también su efecto en el crecimiento vegetal.

Entre los resultados se observa que los hongos durante la transformación de estos residuos promueven una reducción en la disponibilidad de fenoles solubles y en su toxicidad e incrementan el pH. También se detectó un efecto estimulador del residuo transformado con algunos hongos sobre el crecimiento vegetal. Esto abre nuevas alternativas al uso de estos residuos sólidos como vehículos de inmovilización de hongos promotores del crecimiento vegetal.

PARÁMETROS BIOLÓGICOS ASOCIADOS A DIFERENTES SISTEMAS DE MANEJO DE RESIDUO AGRÍCOLA DE COSECHA DE CAÑA DE AZÚCAR

Tortora, Maria Laura

Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres. Willaim Cross 3150, Las Talitas, Tucumán. ltortora@eeaoc.org.ar

RESUMEN

Durante los últimos años, la creciente necesidad de implementar sistemas productivos de caña de azúcar conservacionistas, que reduzcan la erosión del suelo, incrementen sus niveles de materia orgánica, mejoren su estructura, favorezcan su biodiversidad y el reciclado de nutrientes, entre otros efectos ha llevado no sólo a la eliminación de la quema como práctica asociada a la cosecha de la caña de azúcar, sino también al mantenimiento del residuo agrícola de cosecha (RAC) como cobertura sobre la superficie del suelo. Esto ha llevado a que en nuestra provincia, el 93% del área cañera se coseche sin quema (cosecha en verde). Durante esta práctica, permanece sobre el campo una importante cantidad de residuos (hojas y despuntes) que, para la condiciones de Tucumán, ha sido estimada entre 12 t y 17 t de materia seca/ha. El RAC puede quedar esparcido sobre el campo como cobertura, ser incorporado en los primeros centímetros del perfil o retirarse total o parcialmente del campo. Dentro del Proyecto "Sistemas Sustentables" de la EEAOC se han establecido dos ensayos de caña verde. Uno en la Finca San Genaro, ubicada en la localidad de Los Gómez, Dpto. Leales, Tucumán, Argentina, (27º 14'18" latitud sur y 65º 12' 57" longitud oeste). Y otro en la finca El Potrero, perteneciente a la empresa Bulacio Argenti S.A, ubicada en el departamento de Simoca, en la región de la Llanura deprimida salina de la Provincia de Tucumán (27º 15' 15,95" S 65º 19' 25,56" O). En el ensayo ubicado en la Finca San Genaro se han establecido diferentes tratamientos: i) con RAC como cobertura y ii) sin RAC mediante el retiro del mismo con horquilla. Se han evaluado a lo largo de todo el ciclo productivo del cañaveral (período 2007-2011), diferentes parámetros físico químicos y biológicos asociados a estos dos sistemas de manejo. Entre los parámetros biológicos evaluados se ha realizado el recuento de diferentes poblaciones microbianas de interés agronómico cada 90 días. Hemos observado que la cobertura con RAC promueve el crecimiento y desarrollo de microorganismos rizosféricos, como hongos, levaduras y bacterias del género *Pseudomonas*, que se caracterizan por ser degradadores de materia orgánica y probablemente están involucrados en el proceso de descomposición del residuo, lo cual tiene implicancias primordiales en el reciclado de nutrientes en el agroecosistema. Por otro lado, la cobertura con RAC también incrementó el número de microorganismos fijadores de nitrógeno capaces de colonizar el suelo y diferentes tejidos de las plantas, tanto en forma endofítica como superficial. Teniendo en cuenta que el proceso de fijación biológica de nitrógeno podría proporcionar gran parte del nitrógeno que la caña de azúcar necesita para su crecimiento y desarrollo, estos resultados contribuirían a explicar, al menos en parte, el mayor rendimiento observado en los cañaverales que son mantenidos sobre suelo con cobertura de RAC.

El ensayo ubicado en la finca El Potrero, fue implantado en el año 2011 y aún se encuentra en etapa de evaluación. Los tratamientos evaluados en este ensayo son: i) mantenimiento del RAC como cobertura sobre el suelo, ii) eliminación del RAC mediante quema poscosecha, y iii) incorporación del RAC en los primeros centímetros del perfil mediante un equipo de cuatro paquetes de discos. Entre los parámetros biológicos evaluados se encuentran: i) recuentos de diferentes poblaciones microbianas de interés agronómico en rizófera y diferentes tejidos del cultivo, ii) actividad enzimática total, iii) actividad nitrato reductasa, iv) colonización radicular por micorrizas y v) producción de glomalina total y fácilmente extractable. Estas determinaciones se realizan cada 90 días. Con los resultados obtenidos hasta el momento podemos confirmar que los diferentes sistemas de manejo de RAC producen modificaciones en la funcionalidad de los suelos por alteración en las poblaciones de hongos y bacterias y de sus actividades enzimáticas. Estas modificaciones dependen de la época del año en la que se realice el muestreo. Estos resultados coinciden con los observados en el ensayo de la Finca San Genaro. A diferencia de los sistemas conservacionistas como los implementados en los tratamientos con RAC como cobertura e incorporado mecánicamente, la quema del RAC luego de la cosecha, afecta significativamente las poblaciones de mesófilos aerobios totales, *Pseudomonas*, hongos, levaduras y bacterias fijadoras de nitrógeno presentes en el suelo. Si bien, con el tiempo algunas poblaciones microbianas se recuperan, no alcanzan los valores iniciales. La quema del RAC también afecta significativamente la actividad enzimática total y nitrato reductasa, reduce la presencia de micorrizas asociadas al sistema radicular y los niveles de glomalina presentes en el suelo. La conservación del RAC como cobertura o su incorporación en forma mecánica constituyen alternativas de manejo sustentables para los cañaverales, que favorecen la participación de los microorganismos del suelo en su estabilización, funcionalidad y nutrición.

BIOQUÍMICA Y MICROBIOLOGÍA DEL SUELO BAJO AGRICULTURA DE CONSERVACIÓN

Wall, Luis G.

CONICET - Universidad Nacional de Quilmes, Argentina.

RESUMEN

El desarrollo del conocimiento científico y la creciente conciencia ambiental de la humanidad están cambiando el paradigma de la agricultura de un modelo químico a uno biológico. El suelo no es sólo un soporte físico y químico para el cultivo de plantas. El suelo es un complejo sistema vivo en el que se desarrollan los cultivos. Durante los últimos años, hemos estudiado los efectos del manejo del suelo sobre las propiedades biológicas, desde el ADN hasta las lombrices, buscando integrar los conocimientos de la bioquímica del suelo, la microbiología, la fauna y la física del suelo. El objetivo final es contribuir a lograr construir un nuevo modelo que explique la relación estructura-función en el suelo y que dicho modelo permita tomar decisiones al productor agrícola y a los actores involucrados en el uso del suelo en nuestro país. Podemos decir que al menos distinguimos dos elementos del manejo agrícola con importantes efectos sobre la biología del suelo: los efectos mecánicos de labranza y los efectos fisiológicos de los cultivos.

Los efectos de labranza los hemos podido estudiar a partir de un ensayo de larga data ubicado en el sur este de la provincia de Buenos Aires, Argentina, impulsado por el grupo AAPRESID Región de Bahía Blanca que compara la labranza convencional con la siembra directa en dos lotes en paralelo desde hace más de 30 años. A partir de esta línea de base hicimos un cambio de manejo cruzado y analizamos la dinámica de las propiedades bioquímicas y físicas en el corto plazo. Así hemos podido observar cambios en las proporciones de microagregados, en los perfiles enzimáticos del suelo y en la genética de las comunidades microbianas de los mismos, datos que tienden a explicar los efectos de la labranza en la prestación de servicios ecosistémicos del suelo. De estos análisis surge además, para este tipo de suelos, que la siembra directa disminuye el potencial genético de los mismos para la emisión de gases de efecto invernadero.

Por otra parte hemos analizado un grupo de ensayos impulsados por la Regional Pergamino-Colón de AAPRESID que compara los efectos de la diversificación y la intensificación de la rotación de cultivos en las características del suelo y el rendimiento de los cultivos. A partir de un lote con una única historia agrícola en siembra directa, se plantearon 5 tratamientos diferentes con diferentes índices de intensificación de rotación de cultivos (IIR) -calculados como: días del año con plantas / 365 días-, desde 0,55 para rotación de cultivos típica (Trigo/Soja-Maíz-Soja) a 1 en el caso de una pastura consorciada y con intensificaciones intermedias con el uso de cultivos de cobertura y cultivos de invierno. Los tratamientos se replicaron en 3 establecimientos de la región noreste bonaerense. Se analizaron perfiles enzimáticos del suelo, perfiles de ácidos grasos de lípidos totales del suelo, diversidad bacteriana por perfiles genéticos del suelo, abundancia de meso-, macrofauna -analizando diferentes grupos taxonómicos- y proporción de microagregados del suelo. Después de tres años de tratamiento, no se habían encontrado diferencias significativas en los parámetros químicos y físicos de la calidad del suelo. Por el contrario, todos los datos biológicos y bioquímicos fueron capaces de discriminar entre los tratamientos del suelo. Algunas actividades biológicas muestran una buena correlación con IIR, lo que sugiere la potencialidad de esos parámetros biológicos / bioquímicos como variables de índices de salud del suelo. En su conjunto, los datos muestran el valor de los análisis bioquímicos y biológicos del suelo para monitorear las practicas de manejo y encontrar aquellas que conjugan la búsqueda de una mayor productividad con un uso sustentable, de bajo impacto ambiental, del recurso suelo.

C1P1. LOS ÁRBOLES, NO LA AGRICULTURA, ACIDIFICARON LOS SUELOS PAMPEANOS

Alvarez, Roberto[1,2]; Gimenez, Analía[1], Pagnanini; Federico[1], Recondo, Verónica[1]; Gangi, Daniela [1]; Caffaro, Maria[1,2]; De Paepe, Josefina L[1] y Berhongaray, Gonzalo[3].

[1:] Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Av. San Martín 4453 (1417). Buenos Aires, Argentina. [2:] CONICET. [3:] Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Litoral. Kreder 2805 (3080), Esperanza, Santa Fe. ralvarez@agro.uba.ar

RESUMEN

Nuestro objetivo fue estimar qué efecto ha tenido el uso del suelo sobre la acidificación en la Región Pampeana. Para ello se siguieron cuatro caminos: muestreo de sitios apareados bajo usos contrastantes, meta-análisis de datos publicados, balance regional de cationes y balance regional de protones. En el muestreo se determinó que suelos bajo arboledas tenían menor pH y mucho mayores niveles de acidez intercambiable y total que los controles no cultivados bajo vegetación graminoide hasta 0,75 m de profundidad. Los suelos cultivados no presentaban acidificación respecto de los controles. El meta-análisis de comparaciones entre suelos agrícolas y controles no cultivados indicó que cuando la agricultura avanzó sobre suelos previamente bajo sabana o bosque se produjo alcalinización de la capa superficial del suelo. Contrariamente, en casos donde el suelo estaba bajo pastizal antes de la agricultura no se produjo un cambio significativo del pH. El balance de cationes de los suelos cultivados de la región fue positivo desde 1870 hasta 1970 pasando los suelos a perder magnesio y potasio desde ese momento. El balance de calcio pasó a ser levemente negativo recién en el año 2000. Para todo el período de cultivo las pérdidas de esos tres cationes fueron compensadas por el balance positivo de sodio. La cantidad de protones producida por el uso agropecuario de los suelos aumentó exponencialmente a partir de la década del ´70 debido al exceso de cationes y los incrementos de rendimientos de los cultivos y el uso de fertilizantes nitrogenados. La pérdida de materia orgánica de los suelos generó una alcalinización que compensó la acidificación, resultando en un balance de protones negativo en 140 años de cultivo, haciéndose positivo en años recientes. En resumen, los árboles generaron una fuerte acidificación del suelo en la Región Pampeana, siendo mínimo el efecto de la agricultura.

Palabras clave: acidificación del suelo, balance de cationes, balance de protones.

INTRODUCCIÓN

La acidificación superficial del suelo en bosques es un fenómeno globalmente conocido (Berthrong *et al.*, 2009). Este fenómeno ha sido reportado en algunos sitos de la Región Pampeana (Amiotti *et al.*, 2000; Jobbagy & Jackson, 2003) y se ha atribuido a la relocalización de cationes entre la biomasa y el suelo (Jobbagy & Jackson, 2003). El impacto de los árboles sobre la acidez en las capas subsuperficiales ha sido menos estudiado. Por otro lado, existe evidencia contradictoria referida al impacto de la agricultura sobre la acidez de los suelos de la región. Algunos reportes indican aumentos superficiales del pH cuando se cultivan los suelos (Buschiazzo *et al.*, 2000) y otros disminuciones (Maddonni *et al.*, 1999) o falta de cambio (Miretti *et al.*, 2012). Nuestro objetivo fue determinar el efecto del uso del suelo sobre la acidez a nivel del perfil. Se emplearon para ello cuatro metodologías: muestreo regional de sitios apareados bajo usos contrastantes, meta-análisis de datos publicados, balance regional de cationes y balance regional de aniones.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo de suelos

Se usaron muestras de un muestreo regional de suelos cuyas características han sido descriptas anteriormente al igual que las técnicas de rutina aplicadas para caracterizar los suelos (Berhongaray *et al.*, 2013; Alvarez *et al.*, 2018). Brevemente: se muestrearon 386 sitios bajo diferentes usos del suelo distribuidos en la Región Pampeana donde un control nunca cultivado bajo vegetación graminoide se comparaba con sitios apareados bajo arboleda, uso agrícola en fase pastoril de una rotación mixta, uso agrícola en fase agricultura y un bajo hidromórfico. Los sitios muestreados se repartían en 82 establecimientos agropecuarios. Se tomaron muestras cada 0,25 m hasta 1 m de profundidad o hasta el límite superior del horizonte petrocálcico cuando estaba presente. En las muestras se determinó pH en KCl 1N (1:5), acidez intercambiable (Pansu & Gautheyrou, 2006) y acidez total (USDA, 2014). La acidez intercambiable indica la cantidad de aluminio e hidrógeno en el complejo de cambio (Thomas & Hargrove 1984) mientras que la acidez total incluye además la acidez ligada covalentemente a la fracción sólida del suelo (Brady, 1990). Para la integración de los resultados a nivel

de todo el perfil (0-1 m) se ponderaron las variables por la densidad aparente de cada estrato. Los datos se transformaron usando Box-Cox para normalizarlos y se analizaron usando modelos mixtos. El efecto fijo fue el tratamiento de uso y el aleatorio el establecimiento muestreado. Se testearon además como covariables características climáticas y edáficas de los sitios. La profundidad se anidó dentro de tratamiento para restringir el modelo debido a la falta de independencia de muestras tomadas de diferentes estratos de un mismo perfil. Las medias se compararon por contrastes lineales. El software usado fue Statistica.

Meta-análisis

Se realizó una búsqueda bibliográfica revisando número por número 30 revistas internacionales de suelos y agronomía desde el año 1980 al presente (lista disponible por pedido al primer autor de este trabajo), la colección completa de Ciencia del Suelo y los congresos nacionales de suelos con trabajos expandidos desde el año 2000. Los criterios de búsqueda fueron: 1) experimentos realizados en la Región Pampeana por organismos oficiales, 2) que cada experimento tuviera un tratamiento control y otro con aplicación del tratamiento a testear (en el análisis del efecto agricultura el control era un sitio no cultivado y el tratamiento un suelo apareado de la misma serie bajo cultivo; en el análisis del efecto fertilización nitrogenada el control era un suelo cultivado no fertilizado bajo un manejo similar en otros aspectos al tratamiento fertilizado que también pertenecía a la misma serie de suelos), 3) la descripción del experimento era suficientemente detallada para establecer qué tipo de vegetación previa al cultivo del suelo existía o qué dosis de nitrógeno se aplicaba (con 1 excepción), 4) en todos los casos se reportaba el pH en agua de la capa superficial del suelo como promedio de varias repeticiones o pseudoréplicas, el que se usó como variable respuesta y 5) el número de observaciones estaba definido. Cuando estaba disponible el desvío estándar de la media u otra variable convertible con el mismo también se extrajo. El tamaño del efecto (effect size) fue la relación de respuesta (response ratio) y los resultados del análisis se transformaron y presentaron como porcentaje de cambio (del tratamiento respecto del control). Como en solo 13% de los casos se pudo extraer medidas de variabilidad se realizó un meta-análisis ponderado por el número de repeticiones de cada tratamiento. Se testeó si existían respuestas diferentes a la acidificación según el tipo de vegetación natural usando un análisis de heterogeneidad. Los métodos estadísticos aplicados han sido descriptos en detalle en Alvarez *et al.* (2017) y el software usado fue MetaWin.

Balance de cationes

Se calculó un balance de cationes (Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}, Na^{+}) de superficie para los suelos cultivados de la Región Pampeana (27,9 Mha) usando una base de datos elaborada previamente sobre exportación de productos agrícolas y pecuarios (granos, carne y lana) correspondiente al período 1870-2010 de esos suelos (Alvarez *et al.*, 2016). Para estimar la concentración media de cationes de esos productos y estimar exportación se realizó una búsqueda bibliografía y se confeccionó una tabla de concentración promedio de cationes en cada producto (disponible por pedido al primer autor del trabajo). El ingreso de cationes por deposición atmosférica se calculó sobre la base de datos de 6 años de recolección de las mismas en Pergamino (Carnelos *et al.*, 2014). Este fue el dato más conservador reportado para la región de los diferentes disponibles. El aporte de calcio en fertilizantes fosforados (superfosfatos) y azufrados (yeso) se estimó sobre la base de los consumos regionales de fósforo y azufre y el porcentaje de uso de esas fuentes (CIAFA, 2017). El balance de superficie fue la diferencia entre deposición atmosférica más la fertilización y la exportación.

Balance de protones

Se estimó la producción y el consumo de protones generados por el desbalance de los ciclos del carbono y del nitrógeno en los ecosistemas pampeanos debido al uso agrícola. Estos dos ciclos producen casi toda la acidez del suelo (Bolan & Hedley, 2003). La acidez debida al ciclo de carbono fue la diferencia entre la producción de protones por el exceso de cationes cosechado y la alcalinización por disminución de materia orgánica en suelos cultivados. El exceso de cationes se calculó como la diferencia entre cationes (Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}, Na^{+}) y aniones (SO_4^{2-}, $H_2PO_4^{-}$, Cl^{-}) en los productos exportados (Tang & Rengel, 2003). Para ello se realizó una búsqueda bibliográfica de concentraciones de aniones en productos agropecuarios similar a la realizada para cationes (disponible por pedido al primer autor del trabajo). La alcalinización por disminución del nivel de materia orgánica se estimó con el modelo de acidez de Helyar & Porter (1989) y los cambios regionales promedio (ca. 15 t C ha^{-1}, 0-1 m) en los niveles de materia orgánica entre los suelos cultivados y los controles no cultivados tomados de Berhongaray *et al.* (2013). La acidez producida por el ciclo del nitrógeno se estimó con el modelo usado por Fujii *et al.* (2009):

Protones producidos (H^{+}) = entrada de NH_4^{+} - salida de NH_4^{+} + salida de NO_3^{-} - entrada de NO_3^{-}

Se asumió que no hay lixiviación de NH_4^+ por la baja movilidad de este ion en los suelos y la salida de NH_4^+ se consideró nula en el modelo. Debido a que en la deposición atmosférica son similares los aportes de NH_4^+ y NO_3^- en la región (Hein et al., 1981; Carnelos *et al.*, 2014) y sus efectos se compensan, la misma no fue considerada. Igualmente no se incluyeron en el cálculo los aportes de nitrato de amonio en UAN (urea+nitrato de amonio) y nitrato de amonio que son equivalentes. Consecuentemente, también fue nula la entrada de NO_3^- en el modelo. La entrada de NH_4^+ se estimó a partir del consumo regional de nitrógeno en fertilizantes y la proporción aplicada (19%) en los fertilizantes con amonio más comunes (fosfato monoamónico y diamónico) usando datos de (Alvarez *et al.,* 2015a). La salida de NO_3^- por lixiviación (ca. 1 m) se estimó sobre la base de una revisión de datos locales de lixiviación (Alvarez *et al.,* 2015b). La misma indica una lixiviación media de 3-5% del nitrógeno aplicado en fertilizantes en los cultivos de trigo y maíz. Se asumió que la lixiviación fue equivalente a 5% de la masa de nitrógeno aplicada por fertilización. El balance de protones (producción neta de H^+), se calculó como la acidez producida por el exceso de cationes cosechado y la fertilización nitrogenada menos la alcalización por pérdida de materia orgánica en los suelos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El uso del suelo afectó marcadamente su acidez (Figura 1). En suelos bajo arboledas fue más bajo el pH en cloruro de potasio y entre dos y tres veces mayor la acidez intercambiable y total que en los demás tratamientos. Las diferencias se detectaron en general hasta 0,75 m de profundidad y considerando toda la capa 0-1 m del suelo en conjunto. En general no hubo diferencias en estas variables entre los tratamientos cultivados y el control, siendo el pH mayor en los suelos hidromórficos y menor la acidez intercambiable y total en varios estratos. Una tendencia similar a la observada en el pH en cloruro de potasio ya se ha reportado para el pH en agua de estos suelos anteriormente (Berhongaray *et al.,* 2013). Estos resultados indican acidificación bajo arboledas y escaso impacto del uso agropecuario del suelo sobre su acidez.

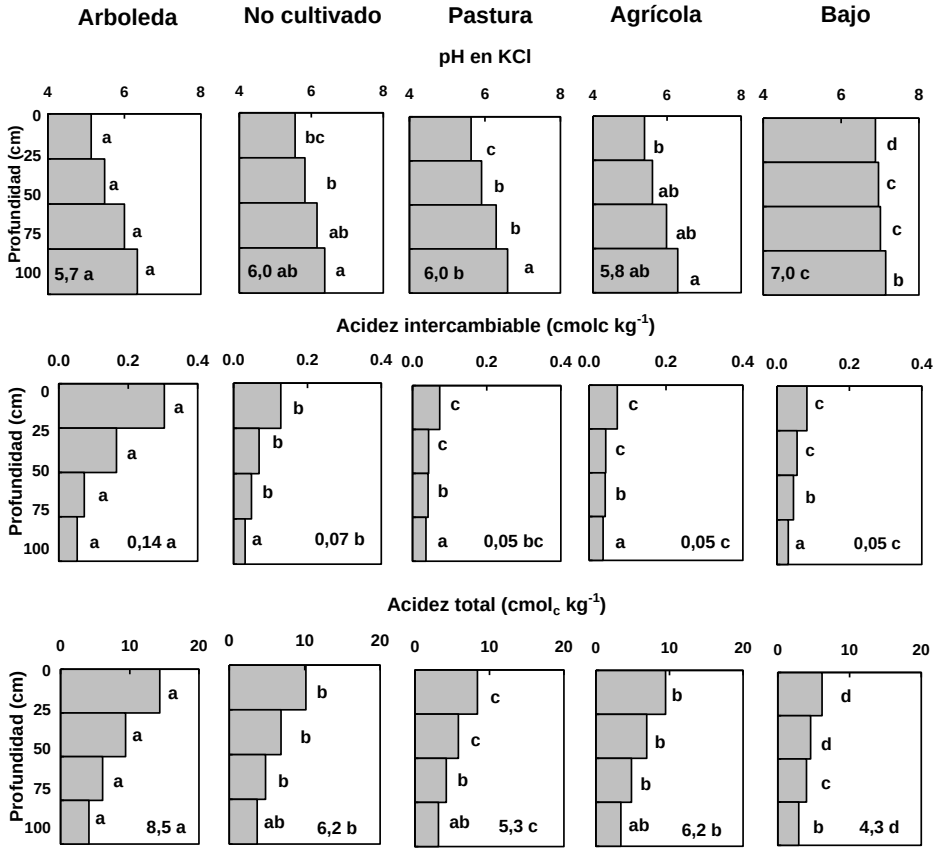


Figura 1: Efecto del uso del suelo sobre el pH y la acidez intercambiable y total. Letras distintas para una misma profundidad indican diferencias significativas (P< 0,05) entre usos. Los números al pie de los paneles indican la acidez media en el estrato 0-1 m.

El meta-análisis mostró que al tomar todos los datos disponibles de pH en agua en superficie en conjunto el uso agrícola alcalinizó los suelos (Figura 2). Sin embargo, el análisis de heterogeneidad indicó respuesta diferencial del pH al

cultivo según que la vegetación natural fuera de tipo sabana-arbóreo o pastizal. Cuando el tratamiento control incluía árboles la agricultura produjo una marcada alcalinización del suelo. Contrariamente, donde el control era vegetación de tipo herbáceo el pH era ligeramente menor en los suelos agrícolas pero la diferencia no era significativa. A su vez, los experimentos de fertilización mostraron también una ligera acidificación por aplicación de nitrógeno en relación a los controles no fertilizados, en este caso significativa.

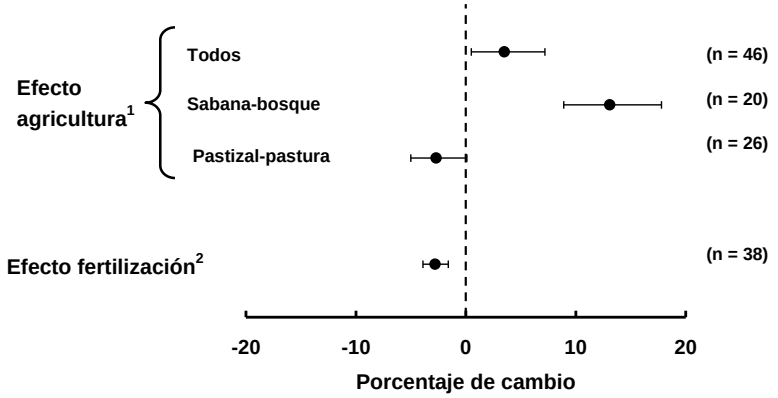


Figura 2: Meta-análisis de datos de pH en agua de la capa superficial del suelo en función del uso o de la aplicación de fertilizantes nitrogenados. Los puntos indican el cambio promedio y las barras los intervalos de confianza del 95%. Los números entre paréntesis indican la cantidad de promedios incluida en cada categoría del análisis). **1:** Hepper et al., 1996; Maddonni et al., 1999; Urricariet & Lavado, 1999; Buschiazzo *et al.* 2000; Zubillaga & Lavado, 2002; Heredia et al., 2006; Cosentino *et al.*, 2007; Echeverría *et al*., 2008; Heredia *et al.*, 2008; Alvarez *et al.*, 2009; Campitelli *et al.*, 2010; Carrizo *et al.*, 2011; Ron *et al.*, 2011; Miretti *et al.*, 2012; Berhongaray *et al*. 2013; Boccolini *et al.*, 2016; Fernandez *et al.*, 2016; Iturri *et al.*, 2016. **2 :** Fabrizzi *et al.*, 1998; Rimatori *et al.*, 2002; Iglesias *et al.*, 2008 ; Gudelf *et al.*, 2010 ; Iturri *et al.*, 2010; Iturri *et al.*, 2011 ; Lardone *et al.*, 2012; Videla *et al.*, 2012; Boccolini *et al.*, 2016 ; Iturri *et al.*, 2016. Las referencias pueden obtenerse del primer autor de este trabajo a pedido.

El balance de cationes fue positivo entre 1870 y 1970 (Figura 3A). A partir de ese momento pasó a ser negativo para potasio y magnesio. El balance de calcio se mantuvo positivo hasta 2000 y pasó a ser levemente negativo desde entonces. Considerando todo el período agrícola de la Región Pampeana, el balance de cationes calculado en cargas fue positivo debido a que el sodio, que casi no es absorbido por las plantas, compensó las pérdidas de los demás cationes (Figura 3B). Contrariamente, si se tienen en cuenta solo los años más recientes del análisis el balance fue negativo (Figura 3C).

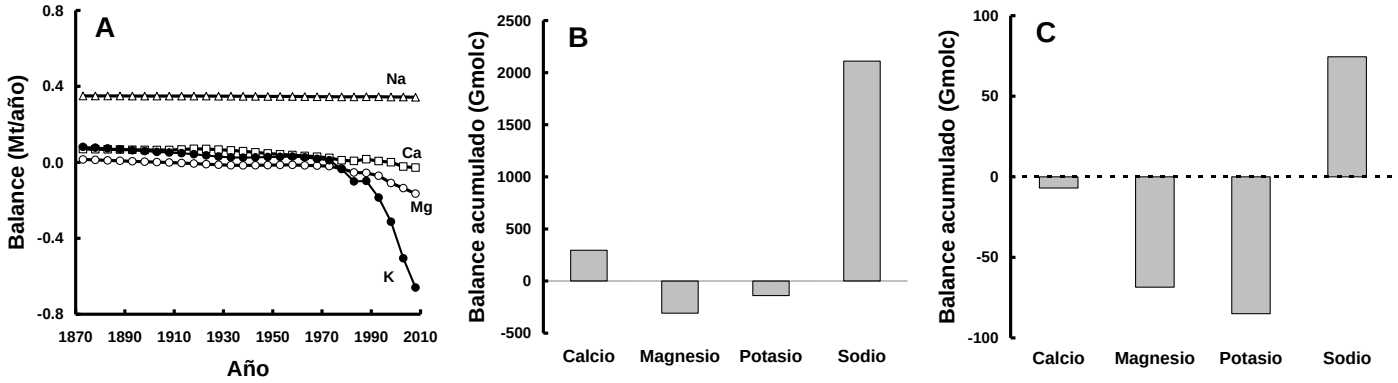


Figura 3: Balance de superficie de cationes de suelos cultivados de la Región Pampeana (27,9 Mha). A: balance anual en masa, B: balance acumulado en cargas del período 1870-2010, C: balance acumulado en cargas del período 2006-2010.

El análisis de los flujos de protones indicó que la principal causa de acidez en la región ha sido la cosecha de cationes en productos agropecuarios y que la fertilización nitrogenada hizo una contribución importante solo desde 1990 (Figura 4A). Si se analiza todo el período agrícola integrado, el balance de protones es negativo debido a que la pérdida de materia orgánica neutralizó la acidez producida por la producción agropecuaria (Figura 4B). Sin embargo en la actualidad, asumiendo escaso cambio regional del contenido de materia orgánica de los suelos (Berhongaray *et al.*, 2013), el uso agropecuario genera un balance positivo de protones de 1.24 kmol H^+ ha^{-1} $año^{-1}$ (Figura 4C).

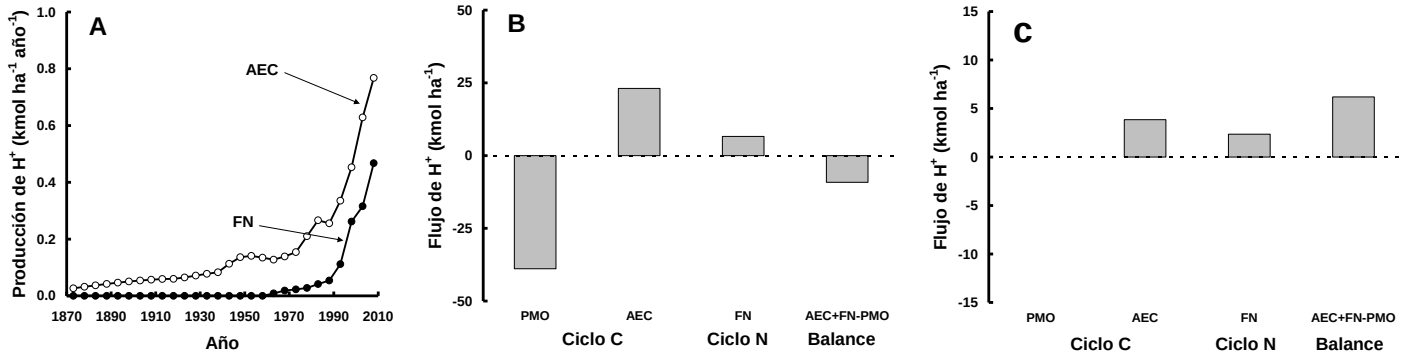


Figura 4: A: producción de protones en función del tiempo para los procesos de fertilización nitrogenada (FN) y absorción en exceso de cationes (AEC) en los suelos cultivados de la Región Pampeana. B: flujo acumulado de protones del período 1870-2010. PMO= pérdida de materia orgánica. C: flujo acumulado de protones del período 2006-2010 calculado asumiendo que no hay cambio del stock de materia orgánica.

Nuestros resultados indican una fuerte acidificación superficial y subsuperficial del suelo bajo arboledas. La misma se revierte, al menos superficialmente como indicó el meta-análisis, cuando los suelos son puestos en cultivo. Dos causas parecen generar este fenómeno: la relocalización de cationes desde la biomasa al suelo durante el desmonte (Jobbagy & Jackson, 2003) y la fuerte disminución del nivel de materia orgánica que se produce cuando suelos forestales son cultivados (Villarino *et al.*, 2017). En cambio, la agricultura ha tenido muy bajo o nulo efecto sobre la acidez edáfica con balance de cationes positivo y de protones negativo durante muchos años a nivel regional. Actualmente estos balances se han revertido y eso puede llevar a la acidificación de algunos suelos. De los 386 sitios muestreados en 48% no se encontró carbonato en la masa en la capa superficial y en 22% de ellos no lo había en todo el estrato 0-1 m. En estos suelos el buffer de carbonato no actúa y la acidificación es compensada por el buffer del complejo de cambio lo que puede llevar a disminuciones importantes del pH (Goulding, 2016). Sin embargo, en la mayoría de los sitios muestreados las capas subsuperficiales tenían carbonato. El contenido medio fue de 44 t ha^{-1} (0-1 m) y para neutralizar la acidez media producida anualmente se requieren Ca. 60 kg de carbonato de calcio ha^{-1} $año^{-1}$. Esto indica que la mayoría de los suelos pampeanos son poco susceptibles a la acidificación bajo el escenario actual de producción. Los experimentos sobre efecto de la fertilización nitrogenada en la acidez recibieron una dosis media de 83 kg N ha^{-1} $año^{-1}$ durante un período medio de 15 años y mostraron leve acidificación. Sin embargo, la dosis media de nitrógeno bajo condiciones de producción que recibieron los suelos pampeanos fue de 27 kg N ha^{-1} $año^{-1}$ en el período 2006-2010 con valores mucho menores en períodos anteriores y tuvieron una productividad promedio baja de 2,5 t MS ha^{-1} $año^{-1}$ (grano + carne). Si estos valores se incrementan marcadamente también lo hará la velocidad de acidificación y serán especialmente susceptibles las capas superficiales de los suelos sin carbonato en la masa. La acidez media producida en la Región Pampeana es unas 50 veces menor al flujo neto de protones de los sistemas extensivos de producción de China (Guo *et al.*, 2010), donde la dosis de fertilización, la productividad y el nivel de apropiación de la misma son mucho mayores y en los que se ha reportado acidificación marcada sobre suelos loésicos similares a los pampeanos.

CONCLUSIONES

Los resultados indican una acidificación marcada de los suelos pampeanos bajo vegetación arbórea en superficie y en profundidad. Esta acidificación resulta reversible al poner los suelos en cultivo. El uso agrícola por el contrario ha tenido mínimo efecto sobre la acidez del suelo hasta el momento, siendo el flujo neto de protones que genera la producción agropecuaria muy bajo.

AGRADECIMIENTOS Este trabajo fue subsidiado por la Universidad de Buenos Aires (Proyecto 20020130100484BA) y CONICET (Proyecto 084, programación 2014-2016).

BIBLIOGRAFÍA

- Alvarez, R., Gimenez, A., Caffaro, M., Pagnanini, F., Recondo, V., Molina, C., Berhongaray, G., Mendoza, M., Ramil, M., Facio, F., De Paepe, J., Steinbach, H. & Cantet R. 2018. Land use affected nutrient mass with minor impact on stoichiometry ratios in Pampean soils. Nutr. Cycling Agroecosys. 110: 257-276.
- Alvarez, C.R., Steinbach, H.S. & Alvarez, R. 2015a. El rol de los fertilizantes en Argentina. En: Fertilidad de suelos y fertilización en la Región Pampeana. Capítulo 10, pág. 219-227. Editorial FAUBA, Buenos aires, Argentina.

- Alvarez, R., Steinbach, H.S. & De Paepe, J.L. 2015b. Nitrógeno. En: Fertilidad de suelos y fertilización en la Región Pampeana. Capítulo 4, pág. 93-146. Editorial FAUBA, Buenos aires, Argentina.
- Alvarez, R., Steinbach, H.S. & De Paepe, J.L. 2017. Cover crop effects on soils and subsequent crops in the Pampas: A meta-analysis. Soil Till. Res. 170: 45-53.
- Alvarez, R., Steinbach, H.S. & De Paepe J.D. 2016. Historical balance of nitrogen, phosphorus, and sulfur of the Argentine Pampas. Ciencia del Suelo 34:231-244.
- Amiotti, N.M., Zalba, P., Sanchez, L.F. & Peinemann, N. 2000. The impact of single trees on properties of loess-derived grassland soils in Argentina. Ecology 81: 3283-3290.
- Berhongaray, G., R Alvarez, J De Paepe, C Caride & R Cantet. 2013. Land use effects on soil carbon in the Argentine Pampas. Geoderma 192: 97-110.
- Berthrong, S.T., Jobbagy, E.G. & Jackson. R. 2009. A global meta-analysis of soil excheangable cations, pH, carbon, and nitrogen with afforestion. Ecol. Appl. 19: 228-2241.
- Bolan, N.S. & Hedley, M.J. 2003. Role of carbon, nitrogen, and sulfur cycles in soil acidification. En: Handbook of soil acidification (Z. Rengel, ed.) Marcel Dekker, NY.
- Brady, N.C. 1990. The nature and properties of soils. 10th edition. Macmillan Pub. Co., New York, pp. 597.
- Buschiazzo, D.E., Hevia, G.G., Urioste, A,M & Hepper, E.N. 2000. Cultivation effects on phosphate forms and sorption in loess-soils of Argentina. Soil Sci. 165: 427-436.
- Carnelos, D.A., Michel, C.L., Portela, S., Jobbagy, E.G., Jackson, E.G., Di Bella, R.B., Pamario, C., Fangúndez, C., Grion, L.C., Carreño, L. & Piñeiro, G. 2014. Variación especial y temporal de las deposiciones atmosféricas en Argentina y Uruguay. Actas Reunión Binacional Uruguaya-Argentina de Agrometeorología y XV Reunión Argentina de Agroclimatología, 2 pág.
- CIAFA. 2017. Consumo de fertilizantes en el agro 2016. Disponible en http://www.ciafa.org.ar/files/amK1HTFpCjxc30gTZfKwcGcTfjSayEgo8AsUV1MA.pdf (20/02/2018).
- Fujii, K., Funakawa, S., Hayakawa, C., Sukartiningsih & Kosaki, T. 2009. Quantification of proton budgets in soils of cropland and adjacent forest in Thailand and Indonesia. Plant Soil 316: 241-255.
- Goulding, K.W.T. 2016. Soil acidification and the importance of liming agricultural soils with particular reference to the United Kingdom. Soil Use Manag. 32: 390-399.
- Guo, J.H., Liu, X.J., Zhang, Y., Shen, J.L., Han, W.X., Zhang, W.F., Christie, P., Goulding, K.W.T., Vitousek, P.M. & Zhang, F.S. 2010. Significant acidification in major Chinese croplands. Science 327: 1008-1010.
- Hein, W., Panigatti, J.L. & Pirolo, T.V. 1981. Nitrógeno en aguas de lluvia en Rafaela. INTA Rafaela Publicación Técnica 17, Argentina.
- Helyar, K.R. & Porter, W.M. 1989. Soil acidification, its measurement and the processes involved. Soil acidity and plant growth. AD Robson (Ed.). Academic Press, Sydney, pp.61-101.
- Jobbagy, E.G. & Jackson, R.B. 2003. Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grassland to forest. Biogeochemistry 64: 205-229.
- Maddonni, G.A., Urricariet S., Ghersa, C.M. & Lavado, R.S. 1999. Assessing soil quality in the Rolling Pampa using soil properties and maize characteristics. Agron. J. 91: 280-287.
- Miretti, M.C., Pilatti, M., Lavado, R.S. & Imhoff, S.C. 2012. Historia de uso del suelo y contenido de micronutrientes en Argiudoles del centro de la Provincia de Santa Fe (Argentina). Ciencia del Suelo 30: 67-73.
- Pansu, M. & Gautheyrou, J. 2006. Handbook of soil analysis. Mineralogical, organic and inorganic methods. The Netherlands, Springer, pp. 677-686.
- USDA. 2014. Kellog soil survey laboratory methods manual. Soil survey investigations reports ºN 42, Version 5. pp. 251-254.
- Tang, C. & Rengel, Z. 2003. Role of plant cation/anion uptake ratio in soil acidification. Handbook of soil acidity. Z Rengel (Ed.). Marcel Dekker, Inc. New York.
- Thomas, G.W. & Hargrove, W.I. 1984. The chemistry of soil acidity. Soil acidity and liming. 2nd edition. F Adams (Ed.). Soil Sci. Soc. Am. Inc. Madison, USA. Pp. 3-56.
- Villarino, S.H., Studdert, G.A., Baldassini, P., Cendoya, M.G., Ciuffoli, L., Mastrángelo, M., Piñeiro, G. 2017. Deforestation impacts on soil organic carbon stocks in the Semiarid Chaco Region, Argentina. Sci. Total. Environm. 575: 1
- 056-1065.

C1P2. EFECTO DE LA INTENSIFICACIÓN AGRÍCOLA Y LOS AÑOS BAJO SIEMBRA DIRECTA SOBRE LA POROSIDAD DEL SUELO

Behrends Kraemer, Filipe[1,4] Castiglioni, Mario G.[1]; Fernández, Patricia L.[2.4]; Chagas, Celio I.[1]y Morrás, Héctor J.M[3].

[1]Cátedra de Manejo y Conservación del Suelo (FAUBA); [2]Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes (FAUBA); [3]Instituto de Suelos (INTA); [4]CONICET.

RESUMEN

Numerosos trabajos demuestran que la siembra directa (SD), cuando no está asociada a sucesión de cultivos apropiada y no se administran insumos en forma adecuada, no genera por sí sola efectos positivos en el suelo. Así, trabajos a campo y en laboratorio han indicado que la agricultura continua bajo SD promueve la aparición de estructuras laminares (EL) en los primeros centímetros del suelo, las cuales son evidencia de procesos de compactación. El efecto de la SD sobre algunas propiedades edáficas, depende también del número de años bajo dicho sistema, lo que podría explicar la presencia y abundancia de estas EL. Se ha hipotetizado que en los primeros años de implementación de la SD, la abundancia de EL es baja asociada a una alta porosidad residual originada por las labranzas previas. Luego esta abundancia aumenta hasta un período que se alcanzaría aproximadamente a los 15 años para la región pampeana. A partir de dicho período, la frecuencia de EL disminuiría como consecuencia del incremento de la fauna edáfica y de la actividad microbiológica provocando una mejora en el sistema poroso del suelo. Este marco conceptual debe ser validado ya que todavía es escasa la información sobre la dinámica de algunos rasgos (forma, tamaño y orientación) de la porosidad. A partir de análisis de la microestructura, se evaluó la porosidad del suelo y la frecuencia y conformación de EL en tres suelos de la región pampeana (Molisolesl) según la distancia (años) al período crítico (15 años). Los tratamientos evaluados correspondieron a manejos con alta intensificación en la secuencia de cultivos: **+ *int*** (secuencias más diversas, uso óptimo de agroquímicos) y baja intensificación: ***-int*** (secuencias tendientes al monocultivo) y un ambiente natural de referencia. La distancia en años al período crítico presentó un modelo lineal positivo con *la porosidad >50 µm* (R^2=0,82; p<0,001) y con *poros elongados* (R^2=0,63; p<0,05) y negativo con los *poros redondeados* (R^2=0,52; P<0,1). Por otro lado, la variable *años bajo SD* no presentó asociaciones lineales con las variables anteriores, excepto con *poros redondeados*, la cual fue lineal y negativa. Sin embargo, la variable años bajo siembra directa presentó modelos lineales y robustos con la estabilidad estructural (e.g. $DMP_{promedio}$, R^2=0,80; P<0,001). Los casos con mayor intensificación en la secuencia de cultivos, presentaron una mayor estabilidad de agregados mientras que en conjunto con la cantidad de años bajo SD, permitieron explicar las diferencias en la génesis y en las características cualitativas de las EL y los poros elongados. El tratamiento **+ *int*** promovió el desarrollo de poros elongados grandes, muchos de estos correspondiéndose a canales mientras que varias EL identificadas estuvieron conformadas por la cohesión de microagregados redondeados de origen biológico. Los poros elongados del tratamiento **- *int*** correspondieron a fisuras dando lugar a EL resultantes de la compactación de partículas individuales. Este estudio valida el modelo de abundancia de EL a partir de los distintos períodos según la cantidad de años bajo SD, poniendo en evidencia cambios en la conformación de dichas estructuras y en las características del sistema poroso.

Palabras clave: micromorfología, compactación, estructuras laminares

C1P3. ANÁLISIS INTEGRAL DE LA SALUD DEL SUELO: LA SITUACIÓN DE TIERRAS RECUPERADAS POR UNA ORGANIZACIÓN CAMPESINA EN MISIONES, ARGENTINA

Biggeri, ME[1*]; Gallardo Araya, NL[1]; Vega, D[1]; Perri, D[1,2]; Nazábal, B[1]; Monkes, J[1]; Mochi, L[1]; Leibovich, T[1]; Lopez del Valle, C[1]; Facio, F[1]; Destefano, C[1]; Arqueros, MX[1] y Fernandez, PL[1,2*]

[1]Docentes del Área de Agroecología. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.

[2]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas – CONICET

[*]mbiggeri@agro.uba.ar, [*]fpl@agro.uba.ar

RESUMEN

La Agroecología toma entidad en la década del ’70 en respuesta a las crecientes desigualdades sociales como consecuencia del modelo productivo impuesto en la Revolución Verde, que se acentúa con la globalización. Esta disciplina parte de la crítica hacia los procesos de modernización industrial en el sistema agroalimentario y plantea la necesidad de revalorizar los saberes locales en los agroecosistemas campesinos e indígenas. Para ello, incorpora en el análisis la dimensión ecológico-productiva, la socioeconómica y la política, a diferencia de la ciencia convencional que plantea una mirada atomicista, bregando por el universalismo y la neutralidad. Desde esta mirada crítica y a partir de la demanda del estudiantado, desde 2009 se realizan en la Facultad de Agronomía-UBA viajes de estudio vivenciales a organizaciones campesinas, que en 2014 se convierten en la asignatura *Agroecosistemas Campesinos*, con un equipo docente multidisciplinario. En ella se trabajan conocimientos de los sistemas productivos campesinos en modo de talleres junto a los estudiantes. Los destinos de viaje son San Luis o Misiones, provincias argentinas, donde el propósito es acercar a los estudiantes a la realidad campesina y realizar un aporte en la construcción conjunta de conocimiento en respuesta a las demandas de las comunidades visitadas. En el caso de Misiones, la mayor problemática es la presencia de plantaciones forestales, con un 8% del territorio provincial en manos de una única empresa multinacional. Bajo este contexto, surge la lucha por el territorio de diversas organizaciones de productores campesinos/as, entre ellas *Productores Independientes de Piray (PIP).* La misma fomenta prácticas agroecológicas para alcanzar la soberanía alimentaria de su pueblo y, tras 14 años de lucha, lograron la expropiación de 600 ha de tierra de manera gradual a dicha empresa (mediante la Ley XXIV N° 11, año 2013). Dentro del marco de la asignatura y atendiendo a la demanda de la organización de conocer el estado de las tierras recuperadas, surge el presente trabajo final para optar por el grado de Licenciada en Ciencias Ambientales. El objetivo del mismo es realizar una evaluación integral de la salud del suelo, tomando en cuenta la definición clásica de calidad del suelo, pero considerando también los conocimientos de quienes lo habitan. Para ello nos apoyaremos en el marco teórico-metodológico de la agroecología, que permite incorporar la mirada de los productores como parte fundamental del sistema. Por un lado, se cuantificarán variables del suelo relacionadas al estado hidrofísico (densidad aparente, resistencia a la penetración, estabilidad estructural del suelo, tasa de infiltración y morfología de agregados), tomando muestras: a) suelos de tierras expropiadas, b) la chacra agrícola de una familia campesina y c) en un monte frutal comunitario con muy baja intervención. Por otro lado, se realizarán entrevistas a los/as campesinos/as, como así también se analizarán discursivamente recortes periodísticos y documentos, con la finalidad de reconstruir el manejo de las tierras en el pasado, comprender las decisiones que se toman actualmente en las tierras recuperadas y reflexionar sobre las proyecciones que tiene la comunidad sobre éstas.

Palabras claves: agroecología, metodología cuanti-cualitativa, propiedades físicas del suelo

C1P3A. SUELOS AFECTADOS POR *Empetrum rubrum:* VARIACIONES DE LAS CARACTERÍSTICAS FISICOQUÍMICAS Y DEL BANCO DE SEMILLAS

Billoni, Sabrina L.; Grima, Daniel O.; Haselbach, Nancy B..; Albarracín, Johana T.; Lucero, Luis L. y Bregliani, Mabel M.

Instituto de Ciencias del Ambiente, Sustentabilidad y Recursos Naturales, Unidad Académica Río Gallegos, Universidad Nacional de la Patagonia Austral. Avenida Gregores y Piloto Rivera. Río Gallegos, Santa Cruz. Argentina. sbilloni230@yahoo.com.ar

RESUMEN

Los murtillares son comunidades en donde es dominante el arbusto *Empetrum rubrum*, conocido comúnmente como murtilla. Los problemas asociados a la presencia de esta especie, están relacionados a la escasa abundancia y cobertura de gramíneas que determinan un bajo valor forrajero en estos ambientes. El avance de este arbusto podría ser favorecido por el sobrepastoreo temporario y por los cambios edáficos que la misma planta produce. En murtillares de otras regiones se observaron procesos de degradación de suelos como erosión, acidificación y podzolización. A fin de establecer pautas para la recuperación de los pastizales afectados es imprescindible conocer las características diferenciales de estas áreas. El objetivo de este trabajo fue determinar las particularidades de la vegetación y del suelo, entre ellas la composición de su banco de semillas, en un pastizal natural afectado por murtilla. El estudio se realizó en la Ea. 3 de enero. Se muestrearon y analizaron los suelos, se realizaron transectas de vegetación para su caracterización, y se estudió el banco de semillas del suelo. Los resultados indican que los suelos fueron más ácidos en el área del murtillar en relación a las zonas aledañas, el contenido de materia orgánica y N total fue superior en el suelo de murtilla, mientras que el contenido de P disponible y K total fue menor. El suelo del murtillar presentó menor densidad aparente lo cual es consistente con el mayor contenido de materia orgánica. Además, durante todo el año estos suelos generalmente retuvieron más humedad. La germinación potencial del banco de semillas del suelo fue mayor en el pastizal sin afectar ya que la presencia de murtilla dificulta la formación del banco de semillas o bien la murtilla podría causar la inhibición de la germinación de las semillas presentes en el suelo.

Palabras clave: MURTILLA, PASTIZAL, PATAGONIA

INTRODUCCIÓN

Los murtillares son comunidades en donde domina el arbusto *Empetrum rubrum*, especie conocida comúnmente como murtilla. Los problemas asociados a la presencia de murtilla, están relacionados con la escasa abundancia y cobertura de gramíneas que determinan un bajo valor forrajero de estos ambientes (0-100 kg/ha). El avance de este arbusto podría ser desencadenado por el sobrepastoreo temporario y luego su propagación estar favorecida por los cambios edáficos que la misma planta produce. Asimismo, en los murtillares se han observado procesos de degradación de suelos como erosión, acidificación y podzolización (Baetti *et* al, 1993; Collantes *et al*, 1989 y Mendoza *el al*, 1995)

Por otra parte, en los ecosistemas áridos y semiáridos, el banco de semillas del suelo se caracteriza por presentar una alta heterogeneidad espacial a causa de los parches de la vegetación establecida en estos ecosistemas. Las gramíneas perennes son una de las formas de vida dominantes y la reproducción sexual es un mecanismo importante para la regeneración de sus poblaciones (Aguiar y Sala 1999).

A fin de establecer pautas para el manejo del pastizal y revertir o minimizar los efectos negativos del establecimiento de la murtilla, es necesario conocer las características edáficas de estos ambientes.

El objetivo del presente estudio fue conocer las particularidades de los suelos, la vegetación y el banco de semillas del suelo de un pastizal natural que ha sido afectado por el establecimiento de la murtilla.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio

El ensayo se realizó en la Ea. 3 de enero (51°53'33.04"S; 69°22'56.42"O), ubicada a 30 km de la ciudad de Río Gallegos (Figura 1). La misma se encuentra localizada en el área ecológica denominada Estepa Magallánica Seca, la cual se caracteriza por la presencia de un extenso pastizal dominado por el coirón fueguino (*Festuca gracillima*), con

coberturas vegetales que varían entre 50% y 70% (Oliva *et al.*, 2001). Puede además presentar algunos arbustos aislados de calafate o mata negra. El coirón blanco (*Festuca pallescens*) ocupa cañadones, bajos y márgenes de lagunas o cubetas de deflación, que en sus porciones más bajas se cubren con praderas de cola de zorro (*Hordeum comosum).* La comunidad vegetal de gramíneas bajas es más diversa: *Poa spiciformis, Bromus setifolius, Rytidosperma virescens* y *Hordeum comosum.*

Los graminoides del género Carex (*C. andina* y *C. argentina)* son importantes como forraje. Entre los subarbustos la mata torcida enana (*Nardophyllum bryoides*) y la manca perro (*Nassauvia ulicina*) dominan los sitios más degradados. Otros arbustos importantes son *Nassauvia fuegiana, Perezia recurvata y Ephedra chilensis.* Es común ver en la estepa arbustos aislados de calafate (*Berberis buxifolia*) o mata negra (*Mulguraea* tridens). En los sectores sudoeste y sudeste de Santa Cruz, muchos de estos pastizales se encuentran afectados en grados variables por el establecimiento de murtilla.

La precipitación anual varía entre 200 y 300 mm, con un máximo en la temporada estival, mientras que la temperatura media anual es de 6 a 7 °C (Oliva *et al.*, 2001).

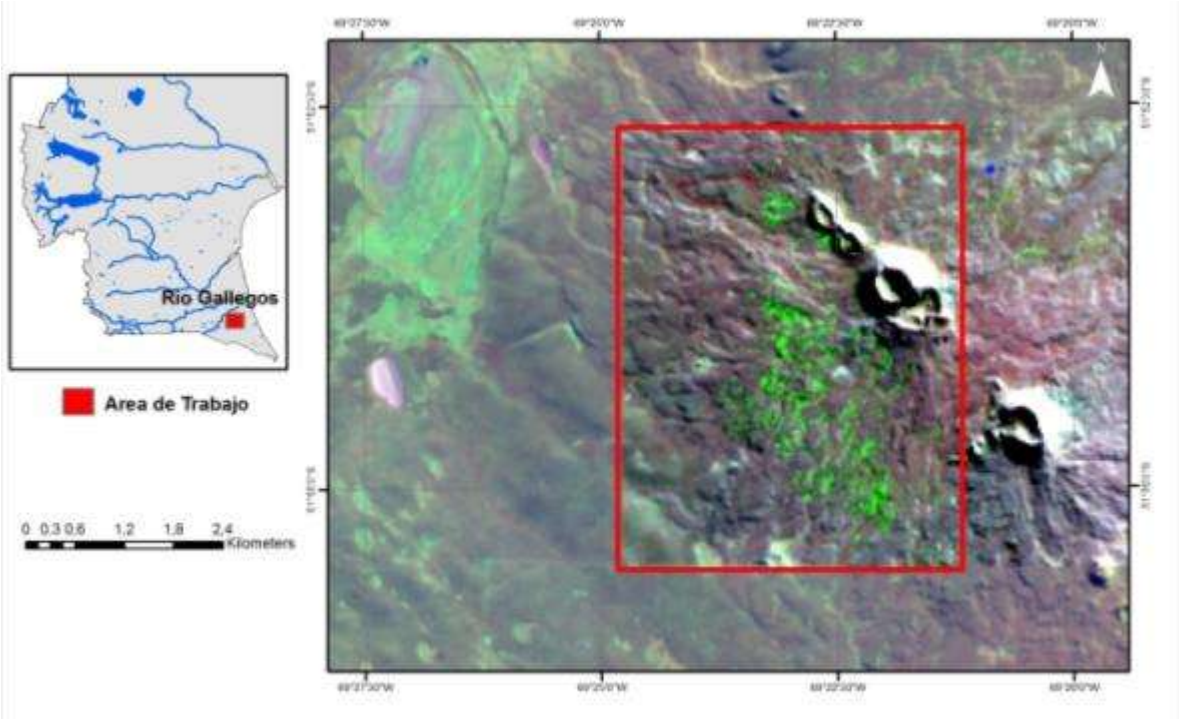


Figura 1: Ubicación de área de trabajo, Ea 3 de enero. Fuente: Imagen Landsat 8, 228-96, bandas 5-4-3.

El área de estudio pertenece a un establecimiento dedicado a la ganadería ovina, cuenta con 4300 ha aproximadamente y actualmente la murtilla cubre una superficie de 98 ha, es decir un 2,3% del total del área de estudio (Figura 1, Figura 2). Asimismo, el arbusto se encuentra principalmente en los sectores más bajos del área afectada, siguiendo las líneas de drenaje (Grima *et al.*, 2017).



Figura 2: Sector de estepa graminosa de *Festuca gracillima,* afectada por el arbusto *Empetrum rubrum* (murtilla).

Vegetación

Para caracterizar la vegetación del pastizal natural se utilizó el método de puntos en línea (Levy y Madden, 1933). Se realizaron tres transectas de 25 metros en las áreas de interés. A intervalos de 20 cm se bajó una aguja y se registró la especie vegetal presente. Los puntos no pertenecientes a vegetación fueron clasificados en: criptógamas, muerto en pie, mantillo, suelo desnudo y afloramiento rocoso. A partir de estas lecturas se determinó la cobertura vegetal y por estratos (arbustos, subarbustos, coironal e intercoironal).

La diversidad alfa se caracterizó por el cálculo de la Riqueza Específica e Índice de diversidad de Shannon - Weaver.

Suelos y banco de semillas del suelo

Tanto en los sectores afectados por murtilla como en los de coironal circundante, se seleccionaron 3 sitios representativos de cada situación. Se muestrearon los suelos superficiales hasta una profundidad de 15 cm, al mismo tiempo se extrajo una muestra para determinar humedad al momento de muestreo y una muestra sin disturbar para la determinación de densidad aparente por el método del cilindro. Las muestras se trasladaron al laboratorio de la UARG-UNPA, se secaron al aire y se tamizaron por una malla de 2 mm. Se determinó la textura por el método de la pipeta con separación de las fracciones de arena por tamizado en seco, se midió pH en distintos medios, el contenido de materia orgánica mediante digestión por solución sulfocrómica y posterior colorimetría, la resistencia en pasta saturada, fósforo (P) disponible por el método de Olsen y el contenido de N total y K total con digestión húmeda y posterior espectrofotometría y fotometría de llama, respectivamente.

Para conocer la disponibilidad de semillas en el suelo se utilizó el método indirecto o de incubación (Simpson et al.1989). Para ello se tomaron, con un cilindro de 7,5 cm de diámetro y a 5 cm de profundidad, 21 muestras de suelo en el pastizal natural y 21 muestras en el murtillar, las mismas se colocaron en cámara de germinación bajo condiciones óptimas de luz y temperatura, durante 60 días. Con un intervalo de 2-3 días se regó y se cuantificó la emergencia de plántulas, las que se clasificaron en monocotiledóneas y dicotiledóneas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Vegetación

En el pastizal natural la cobertura vegetal fue menor a la determinada en el murtillar, con un porcentaje de suelo desnudo más elevado. Se encontraron en total 22 especies vegetales vasculares. En el coironal la especie *Festuca gracillima* fue dominante y representó el 17,3% de la cobertura absoluta del suelo y el 35% de la cobertura relativa de especies. En el área afectada por murtilla, dicha especie presentó una cobertura absoluta de 44,6% y 64,9% fue la cobertura relativa de especies (Figura 3, Figura 4). El Índice de Shannon fue de 2,1 en el pastizal y de 1,4 en el área

afectada por murtilla, mientras que los valores de equitatividad fueron de 0,5 y 0,3, respectivamente. Esta disminución de los índices de diversidad está determinada por la dominancia de murtilla.

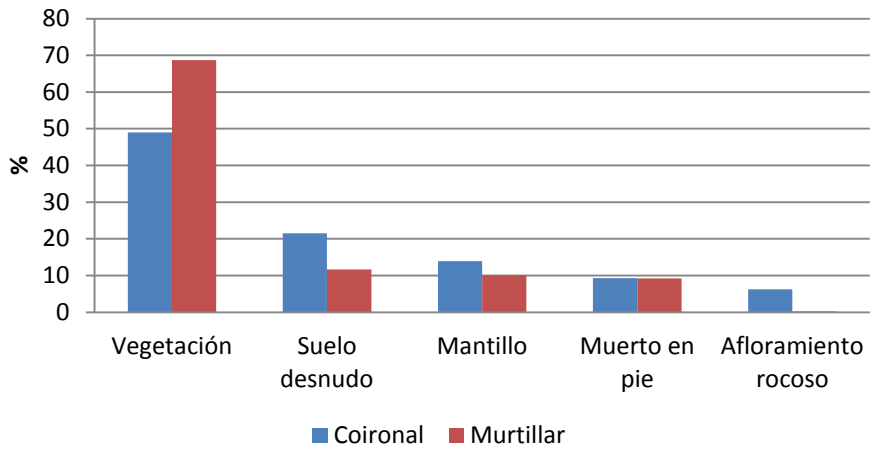


Figura 3: Cobertura del suelo (%) en pastizal natural de *Festuca gracillima* y pastizal afectado por murtilla.

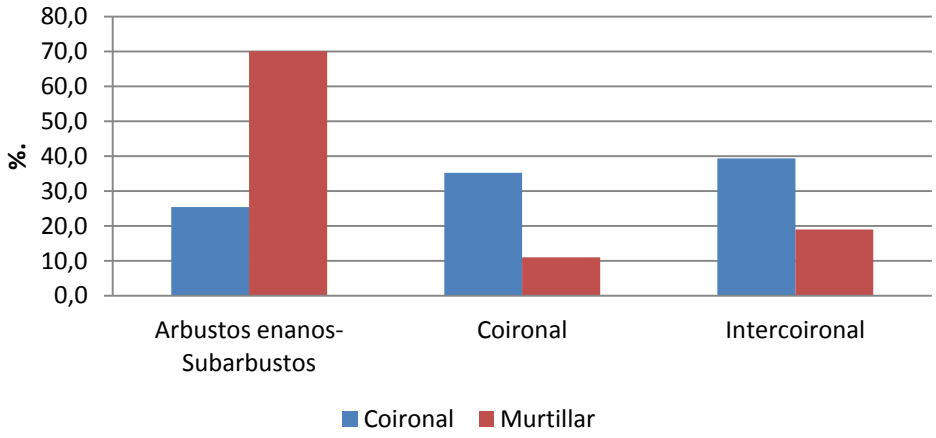


Figura 4: Cobertura relativa (%) por estratos en pastizal natural de *Festuca gracillima* y pastizal afectado por murtilla.

Suelos y banco de semillas del suelo

De acuerdo a los resultados obtenidos (Tabla 1), la clase textural de los suelos del pastizal natural es franco arenosa, mientras que en el murtillar los suelos son de textura arenosa. Esta diferencia podría interpretarse como un indicio de que las áreas afectadas por la murtilla tienden a favorecer la acumulación de partículas de arena.

Asimismo, la presencia de murtilla en el pastizal estaría produciendo una leve acidificación del suelo, un aumento del contenido de materia orgánica y del contenido de nitrógeno total. Cabe aclarar que este aumento de material orgánico puede deberse principalmente a un mayor aporte de materia orgánica aún sin descomponer, es decir no humificada, con bajas tasas de descomposición. Por otra parte, se determinaron valores menores de fósforo disponible y del contenido total de potasio.

En el área que ha sido afectada por murtilla, se observó una disminución significativa de la densidad aparente. Esta disminución está determinada por el mayor contenido de materia orgánica y aporte de hojarasca que se puede observar.

Los valores de resistencia eléctrica determinados en la pasta saturada fueron superiores a los 1000 ohm.cm, lo cual indica que los suelos no presentan problemas de salinidad, motivo por el cual no se consideró necesario realizar las determinaciones de conductividad eléctrica en extractos de saturación.

Tabla 1: Características físico químicas del suelo superficial (15 cm) del pastizal natural y del sector afectado por murtilla.

Parámetro	Coironal	Murtillar
pH (suelo:agua 1:2,5)	6,3 ± 0,1	5,7 ± 0,1
pH (suelo:KCl 1:2,5)	5,5 ± 0,1	5,1 ± 0,1
pH (pasta saturada)	6,2 ± 0,2	5,7 ± 0,1
Resistencia eléctrica (ohm.cm) en pasta saturada	4256	5359
MO (%)	4,0 ± 0,7	7,4 ± 0,4
P Olsen (mg/m^2)	374,4 ± 86,4	252,0 ± 50,4
K total (mg/m^2)	648,0 ± 23,0	378,0 ± 7,6
N total (%)	0,2 ± 0,1	0,4 ± 0,2
Textura		
Arena	71,9 ± 1,8	92,2 ± 1,0
Limo	21,9 ± 1,5	7,2 ± 0,7
Arcilla	6,2 ± 0,3	0,7 ± 0,3
Densidad aparente ($Mg.m^{-3}$)	0,96 ± 0,1	0,56 ± 0,1

Durante el período en que se realizó este estudio, mayo 2016 a diciembre 2017, los suelos del murtillar presentaron mayor contenido de humedad que los del pastizal. La excepción fue el mes de septiembre de 2017, en donde el muestreo coincidió con un importante evento de deshielo, en ese caso, el contenido de humedad fue superior en el coironal (Figura 4). Sin embargo, esto podría no significar una mayor disponibilidad de agua en el coironal en este momento, los suelos podrían haber estado saturados, es decir sobrepasar los valores de capacidad de campo por lo cual parte del agua podría perderse rápidamente sin ser aprovechada por la vegetación. El mayor contenido de humedad en los sectores afectados por murtilla respecto al coironal estaría relacionado a la reducción de la evaporación ya que el mayor contenido de hojarasca y materia orgánica permitiría una mayor y más prolongada retención hídrica. Resultados similares fueron encontrados por Billoni *et al.* (2016) en un arbustal bajo manejo de corte en fajas, en donde el mayor contenido de humedad en el suelo estuvo relacionado a la presencia de broza sobre la superficie del mismo.

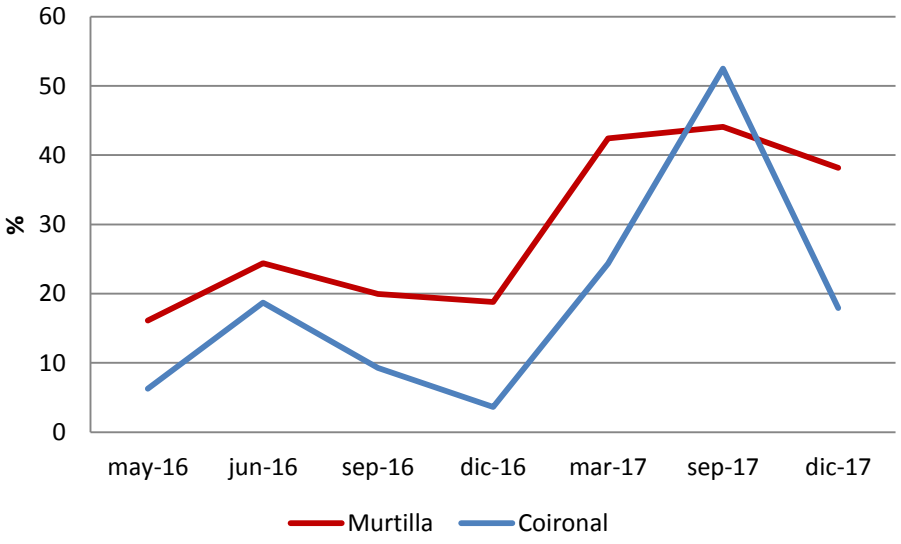


Figura 4: Variación del contenido de humedad gravimétrica en el suelo.

En relación al banco de semillas del suelo, se observó que la densidad promedio de dicotiledóneas y total fue mayor en el sector de coironal en relación al área afectada con murtilla (Tabla 2). Mientras que en el caso de las monocotiledóneas, la densidad promedio fue mayor en el sector del murtillar. Los valores obtenidos de la emergencia potencial reflejaron una gran heterogeneidad en el banco de semillas del suelo, en forma similar a lo informado por otros autores para otras regiones (Thompson 1986; Aguiar & Sala, 1997; Bertiller, 1998; Billoni *et al.*, 2016). No obstante, en todas las muestras analizadas hubo germinación de semillas y las densidades encontradas fueron superiores a lo informado por Billoni *et al.* para un arbustal de Patagonia sur.

De estos resultados se desprende que la presencia de murtilla afecta al banco de semillas, ya sea dificultando su formación o bien causando la inhibición de la germinación de las semillas presentes en el suelo.

Tabla 2: Emergencia potencial de plántulas (plántulas/m^2) del banco de semillas del suelo en coironal y pastizal afectado por murtilla.

	Monocotiledóneas	**Dicotiledóneas**	**Total**
Coironal	118,6	14831,5	14950,1
Murtillar	308,7	781,9	1090,6

CONCLUSIONES

Algunos parámetros como la humedad y el contenido de materia orgánica darían una falsa idea de mejoramiento de los suelos, su acidificación y podzolización explicarían la disminución en la producción de especies forrajeras. En función de la información obtenida se podrían diseñar sistemas de manejo del área que eviten el avance de esta especie en el sitio. Por otra parte, la incorporación de semillas podría facilitar la instalación de nuevas plantas, sin embargo, esto debería estar acompañado por criterios de manejo que aseguren que la germinación de las mismas no sea impedida a causa de las condiciones edáficas producidas por esta especie arbustiva.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue financiado por la Secretaría de Ciencia y Tecnología de la UNPA, PI 29A/371. Agradecemos al Sr. F. Rodríguez, propietario de Ea. 3 de Enero, el habernos facilitado el acceso al área de estudio dentro de su establecimiento.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguiar, MR & OE Sala. 1997. Seed distribution constrains the dynamics of the Patagonian steppe. Ecology 78 (1):93-100.
- Aguiar, MR & OE Sala. 1999. Patch structure, dynamics and implications for the functioning of arid ecosystems. Trends Ecol Evol 14: 273-277.
- Baetti, C; P Borrelli & MB Collantes. 1993. Sitios glaciares y fluvioglaciares del Norte de Tierra del Fuego. 103-109. En: Paruelo, J; M Bertiller; T Schlichter & F Coronato (eds). Secuencias del deterioro en distintos ambientes patagónicos. Cooperación técnica INTA-GTZ.
- Bertiller, MB. 1998. Spatial patterns of the germinable soil seed bank in northern Patagonia. Seed Sci Res 8(1):39-45.
- Billoni, SL; PL Peri & HA Bahamonde. 2016. Respuesta de la vegetación al manejo por corte en fajas en un arbustal de *Mulguraea tridens* en Patagonia sur. Ecología Austral, 26: 293-304.
- Collantes, MB; J Anchorena & G Koremblit. 1989. A soil nutrient gradient in Magellanic *Empetrum* heathlands. Vegetatio 80: 183-193.
- Grima, DO; SL Billoni & MM Bregliani. 2017. Cartografía de un ecosistema de murtilla en la estepa del sur de Santa Cruz. Resúmenes de las III Jornadas Nacionales de suelos de ambientes semiáridos 31: 84. ISSN 2422-7447.
- Mendoza, R; MB Collantes; J Anchorena & S Cainzos. 1995. Effects of liming and fertilization on forage yield and vegetation in dry heath soils from southern Patagonia. J Sci Plant Nutr. 18: 401-420.
- Oliva, G; L González; P Rial & E Livraghi. 2001. El ambiente en la Patagonia Austral. Pp 19-82. En: Borrelli P & G Oliva (eds.). Ganadería sustentable en la Patagonia Austral. Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Santa Cruz, Argentina.
- Simpson, RL; MA Leck & VT Parker. 1989. Seed Banks: general concepts and methodological issues. Pp. 3-8 en: Leck, MA; VT Parker & RL Simpson (eds.). Ecology of Soil Seed Bank. Academic Press, California, USA.
- Thompson, K. 1986. Small-scale heterogeneity in the seed bank of an acidic grassland. J Ecol 74:733-738.

C1P4. EL TRIGO COMO CULTIVO DE COBERTURA: EFECTO SOBRE PROPIEDADES DEL SUELO Y LA PRODUCCIÓN DE SOJA

Carrizo, María E.; Milanesio, Agustín; Masola, María J.; Imvinkelried, Horacio e Imhoff, Silvia del C.

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Litoral. Kreder 2805. Esperanza. Santa Fe. Argentina. maecarrizo@hotmail.com

RESUMEN

Los suelos del centro de la provincia de Santa Fe, debido al manejo inapropiado de las secuencias de cultivo y al uso de sistemas de labranzas convencionales, han sufrido la pérdida de los niveles de carbono orgánico y la degradación estructural. Para revertir este proceso de degradación químico y físico, las estrategias de manejo del suelo deberían asegurar un alto nivel de actividad radicular y aporte de residuos por los cultivos. Esto podría alcanzarse a través de la inclusión de cultivos de cobertura en las rotaciones de cultivos. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto en el corto plazo de la inclusión de un cultivo de trigo (*Triticum aestivum* L.) como cultivo de cobertura (CC), con un manejo alternativo de sus residuos, sobre las propiedades del suelo y el rendimiento del cultivo de soja [*Glycine max* (L.) Merr.]. El experimento fue conducido sobre un suelo Argiudol típico franco-arcillo limoso de la serie Esperanza (arcilla 240 g kg^{-1}, limo 710 g kg^{-1}, arena 50 g kg^{-1}) en la localidad de Esperanza, Santa Fe (Argentina). Se estableció un diseño en bloques al azar con cuatro repeticiones. Los tratamientos fueron: a) Bi/Sj: barbecho invernal-soja, b) Tg/Sj: trigo-soja, c) CCs/Sj: cultivo de cobertura mantenido en superficie-soja y d) CCi/Sj: cultivo de cobertura incorporado superficialmente-soja. Se evaluó: carbono orgánico total (COT), carbono orgánico particulado (COP), carbohidratos solubles en agua (CHag), densidad aparente (Ds), y el rendimiento del cultivo de soja. Los niveles de COT no mostraron cambios estadísticamente significativos luego de la inclusión de los CC. Por el contrario, los niveles de COP y CHag aumentaron en los tratamientos con CC. En los tratamientos con CC la Ds disminuyó significativamente respecto del tratamiento que fue mantenido en barbecho (Bi/Sj) (0,085 g cm^{-3}). El tratamiento Bi presentó un valor de Ds significativamente superior que el tratamiento con Tg/Sj. En relación con el manejo de los residuos del CC, el tratamiento CCi/Sj tuvo menores valores de Ds como consecuencia de la incorporación de los residuos. Estos resultados demuestran que la actividad radicular y el aporte de residuos de cosecha por los cultivos afectan significativamente la Ds, al favorecer la presencia de mecanismos bióticos de agregación en suelos franco-arcillo limosos. El rendimiento del cultivo de soja no fue afectado por la inclusión de CC. El mayor rendimiento de soja se produjo en el tratamiento con barbecho invernal como consecuencia de la mayor disponibilidad de agua y nutrientes para el cultivo. Estos resultados demuestran que en este tipo de suelo, la inclusión de CC en las rotaciones favoreció la recuperación de diversas propiedades químicas y físicas, aunque no aumentó el rendimiento de la soja posiblemente debido a las escasas precipitaciones ocurridas durante el período evaluado. Posteriores estudios son necesarios para evaluar el efecto de los CC a largo plazo con regímenes hídricos positivos.

Palabras clave: densidad de suelo, carbono orgánico, residuos de cosecha

C1P5. VARIABILIDAD Y ORGANIZACIÓN ESPACIAL DE LA HUMEDAD EDÁFICA SUPERFICIAL EN UNA MICROCUENCA AGRICOLA BAJO SIEMBRA DIRECTA

Castiglioni, Mario[1]; Sasal, María Carolina[2]; Wilson, Marcelo Germán[2]; Oszust, José[3] y Gabioud, Emanuel[2]

[1]Cátedra de Manejo y Conservación de Suelos (FAUBA). Av. San Martín 4453. (1417); [2]Grupo Recursos Naturales y Factores Abióticos-INTA–EEA Paraná. Ruta 11. Km 12.5. (3100). E.Ríos. [3]Facultad de Ciencias Agropecuarias (UNER). Ruta 11. Km 10. (3100). E. Ríos. castigli@agro.uba.ar.

RESUMEN

La humedad edáfica (HE) influye en una serie de procesos, como los intercambios de energía y de materia entre la atmósfera y la superficie del suelo, incidiendo de manera directa en la transformación de la precipitación en escurrimiento e infiltración. La HE es variable tanto en el espacio como en el tiempo, pudiendo afectar dicha heterogeneidad diferentes procesos, como por ejemplo las características del escurrimiento. El objetivo del presente trabajo fue: Analizar la variabilidad y comportamiento espacial de la humedad edáfica superficial a escala de lote, en una microcuenca agrícola bajo siembra directa. Se analizó la información relevada en tres años distintos, del contenido de HE superficial (0-5cm), correspondiente a un Argiudol ácuico bajo siembra directa, ubicado en una microcuenca agrícola dentro de la EEA INTA Paraná (E. Ríos). El lote evaluado (10 ha) en las tres fechas presenta un relieve ondulado (pendiente > 3%), mientras que en el último muestreo también se determinó la HE de otro lote (10 ha) dispuesto en la cabecera de la misma microcuenca, presentando este un relieve menos pronunciado (pendiente <2%). Las muestras (n>80) fueron tomadas en el mes de mayo, luego de la cosecha del cultivo de verano. A partir de los resultados obtenidos, se realizó un análisis estadístico clásico y otro geoestadístico. Para ello se tomaron en cuenta los valores medios de HE, su coeficiente de variación, la distribución estadística de los resultados y el rango y grado (RD) de correlación espacial de los mismos. Los valores medios de HE de cada fecha fueron distintos: 26%, 18% y 39%, siendo sus coeficientes de variación: 21%, 25% y 7%, respectivamente, lo cual evidenció una relación negativa entre el valor medio de HE y su variabilidad. Como consecuencia, el porcentaje de observaciones que estuvieron dentro de un rango de +/- 5% del valor medio de HE, aumentó de acuerdo al grado de saturación del suelo, siendo dichos porcentajes: 17%, 21% y 58% para una HE del 18%, 26% y 39%, respectivamente. En el lote más plano, el valor medio de HE y su CV fueron: 36% y 4%, muy similares a los obtenidos en igual fecha en el lote más ondulado. Sólo en el muestreo con mayor HE se comprobó una distribución normal de los resultados. Por su parte, la fecha con suelo más seco mostró falta de organización espacial de HE, mientras que en las otras dos sucedió lo contrario. El grado de correlación espacial fue alto (RD: 14%) para un valor medio de HE (26%), mientras que a mayor contenido hídrico del suelo (39%), el grado de correlación espacial fue moderado (RD: 47%). El rango de correlación espacial no dependió del valor medio de HE, presentando este un rango de 86 a 96 m. Dicho parámetro sin embargo, fue afectado por el relieve del terreno, aumentando su valor a 153 m en el lote más plano. En este último sitio, y de manera similar a lo ocurrido en el más ondulado, el grado de correlación espacial (RD) de HE fue moderado (54%).

Palabras clave: estructura espacial; variabilidad temporal; distribución estadística

C1P6. COMPARACIÓN DE DOS METODOLOGÍAS PARA DETERMINAR SILICIO DISPONIBLE EN SUELO

Chirkes, Johanna[1]; Heredia, Olga S.[1]; Pereira Hamilton2 y Korndörfer, Gaspar H2

[1] Facultad de Agronomía, UBA, Av. San Martín 4453 (1417), [2] Universidad Federal de Uberlandia, Mina Gerais, Brasil.
chirkes@agro.uba.ar

RESUMEN

El silicio (Si) es el segundo elemento en abundancia que se encuentra en la corteza terrestre. Debido al incremento de suelos con deficiencias del mismo por la extracción que hacen ciertos cultivos, es relevante la importancia que va tomando año tras año el aumento de trabajos científicos sobre este elemento (en el 2017 aumentó casi en un 25% la cantidad de publicaciones). La disminución en el suelo se observa principalmente en el silicio disponible y no en el silicio total, siendo el primero más estudiado y además es el Si disponible el de importancia ya que es el que absorben las plantas y que utilizan como nutriente y componente estructural. De hecho trabajos de los mismos autores han detectado una disminución en el Si disponible que se correlacionaría con los intensos años de agricultura además de presentar cierta movilidad en el perfil. Es por ello que se decidió realizar una comparación entre dos metodologías para la extracción del silicio disponible. La primera es la de Mallen & Raily (Iler, 1979) la cual extrae el silicio con agua destilada y la segunda es la de Kilmer (1965) y Weaver (1968) la cual utiliza como extractante el cloruro de calcio (0,01M). La primera de las técnicas es la que utilicé en la FAUBA para mi tesis doctoral, y la segunda la realicé en la Universidad Federal de Uberlandia, Mina Gerias, Brasil. Se analizaron 6 perfiles de suelos Molisoles hasta el metro y medio de profundidad los cuales presentaron texturas arenosas, arcillosas y limosas. Los resultados se analizaron estadísticamente a través de inferencia basada en dos muestras (Infostat) y no arrojaron diferencias significativas entre las mismas, por lo cual sería indistinto trabajar con una u otra metodología para distintos tipos de suelos y por consiguiente comparar resultados. Al ser similares o comparables, y habiendo realizado ambas técnicas, es recomendable utilizar la metodología del cloruro de calcio porque ésta hace decantar todos los coloides de la suspensión rápidamente con lo cual queda una solución transparente para analizar colorimétricamente luego. Aparte esta técnica es más rápida en la realización, utiliza menos drogas y genera menos desechos ya que el volumen final es de 10 mL, mientras que la técnica de Mallen & Raily llega a un volumen final cinco veces mayor. Ambas técnicas tienen que ser usadas con material de plástico ya que el vidrio al tener silicio podría alterar los valores. El costo de ambas técnicas es similar, siendo un poco más económica la de Kilmer.

Palabras clave: Silicio disponible, metodologías de extracción de silicio, Molisoles

C1P7. VARIABILIDAD DE PROPIEDADES EDÁFICAS BÁSICAS DE SUELOS DE PAMPA DEPRIMIDA BAJO DIFERENTES USOS

Ciarlo, Esteban*[,1]; Abuamscha Martín[2]., Muschietti-Piana, M. del Pilar[1]; Garrote Cortinez, Angela[1] y Giuffré, Lidia[1]

[1] Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires
[2] Syngenta Argentina
* e-mail de contacto: ciarlo@agro.uba.ar

RESUMEN

El suelo es considerado uno de los medios más variables, independientemente de la escala analizada. Esta variabilidad en el espacio puede reflejar diferencias en compactación, salinidad, condiciones de acidez/alcalinidad, disponibilidad de nutrientes u otra restricción de crecimiento de las raíces. El objetivo de este trabajo es caracterizar la variabilidad especial de propiedades edáficas físico-químicas básicas en suelos de la Región de Pampa Deprimida bajo diferentes usos. Se evaluó el efecto del uso agrícola (A) o pastizal natural (PN), en dos lotes ubicados en la localidad de Mercedes, provincia de Buenos Aires, pertenecientes a la Pampa Deprimida. El par de lotes elegidos presentó una posición en el relieve y una composición textural similar de manera de asegurar que las diferencias detectadas en los resultados sean adjudicadas principalmente al efecto del sistema productivo imperante. Para ambos usos, tanto el pH como las proporciones de arcilla, limo y arena, presentaron coeficientes de variación menores que aquellos de propiedades como el fosforo (P), conductividad eléctrica (CE), materia orgánica (MO), y resistencia a la penetración en dos profundidades. El uso agrícola no tuvo un efecto marcado sobre los valores medios de MO, P extractable o resistencia a la penetración, probablemente debido a la corta historia agrícola de la región en general y del lote en particular. Además, podría asociarse a la elevada cantidad de arcillas del sitio que funcionaría como buffer para muchas de las propiedades del suelo por su elevada superficie específica. En cambio, sí hubo efecto sobre la variabilidad de las propiedades bajo análisis entre lotes, especialmente en el contenido de P y la resistencia a la penetración, ya que son los parámetros más afectados por el cambio de manejo hacia la agricultura, dada su influencia a través de la aplicación de fertilizantes y tránsito vehicular.

Palabras clave: Variabilidad, agricultura, pastizal

INTRODUCCIÓN

El suelo es considerado uno de los medios más variables, independientemente de la escala analizada. La variabilidad del suelo es dependiente de la escala de análisis ya que responde a la acción de factores formadores que actúan en un continuum de escalas espaciales y temporales, resultando en estructuras de variación anidadas (Trangmar *et al*., 1985). Esta variabilidad en el espacio puede reflejar diferencias en compactación, salinidad, condiciones de acidez/alcalinidad, disponibilidad de nutrientes u otra restricción de crecimiento de las raíces. Debido a la fuerte influencia de las propiedades de suelo, el manejo agronómico y la interacción de estos con el clima, la productividad agrícola resulta altamente variable (Bramley, 2009). Gran parte de la variabilidad ambiental asociada con los rendimientos de los cultivos es explicada por la variabilidad en propiedades de los suelos. En la bibliografía internacional se ha reportado que la variación de los rendimientos de caña de azúcar se asoció con factores edáficos (Anderson *et al*., 1999; Corá *et al*., 2001). En suelos arenosos de la Pampa Interior occidental argentina el contenido de arenas explicó el 64 % de la variabilidad de los rendimientos del maíz (Uricarriet *et al*., 2011)

La variabilidad espacial de las propiedades físicas y químicas de los suelos a escala de lote fue reconocida en trabajos previos realizados en la Región Pampeana (Di Pietro *et al*., 1986; Giuffré *et al*., 1994). Generalmente, la variación espacial a escala de campo de propiedades clave como el contenido de materia orgánica del suelo está fuertemente influenciada por diferencias en el uso del suelo, forma de labranza y otras prácticas agrícolas (Liu *et al*., 2010; Hu *et al*., 2014). La información a escala fina se usa a menudo en las ciencias ambientales y del suelo para respaldar importantes decisiones de políticas relacionadas con el diagnóstico, el monitoreo y las predicciones ambientales a escalas mucho más grandes (Pachepsky & Hill, 2017). Sin embargo, pocos estudios han evaluado el efecto del uso del suelo sobre la variabilidad espacial de propiedades físicas y químicas en suelos diferentes. Es necesario profundizar el conocimiento sobre los efectos del uso del suelo en la variabilidad espacial de las propiedades físicas y químicas del suelo en la Región Pampeana. El objetivo de este trabajo es caracterizar la variabilidad especial de propiedades edáficas físico-químicas básicas en suelos de la Región de Pampa Deprimida bajo diferentes usos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Se evaluó el efecto del uso en dos lotes ubicados en la localidad de Mercedes, provincia de Buenos Aires, pertenecientes a la Pampa deprimida (34º 49´ 21,8´´S, 51º 21´16,9´´O). El clima es caracterizado como templado húmedo con una temperatura media anual de 16,8 ºC y precipitaciones anuales medias de 1000 mm.

Los suelos elegidos de la localidad de Mercedes fueron caracterizados como Argialboles argiácuicos (Soil Survey Staff, 2014). Se ubicaron dos lotes contiguos con el mismo tipo de suelo y bajo distinto uso: uso agrícola (A) y pastizal natural (PN). El par de lotes elegidos presentó una posición en el relieve y una composición textural similar (Tablas 1 y 2) de manera de asegurar que las diferencias detectadas en los resultados sean adjudicadas principalmente al efecto del manejo y/o sistema productivo imperante. Esto fue corroborado con las cartas de suelo (escala 1:50.000) correspondientes a la zona de estudio (GeoINTA, 2014). La composición textural promedio de estos suelos es 20% de arcilla, 52% de limo y 28% de arena.

Al momento de muestreo, el sitio bajo pastizal presentó una cobertura vegetal de 60 %, dominada por especies nativas y naturalizadas como gramón (*Cynodon dactilon* L. Pers), flor del pajarito (*Fumaria officinalis* L.), falsa biznaga (*Ammi majus* L.), y pastito de invierno (*Poa annua* L.). El uso agrícola presentaba al momento del muestreo un periodo de 10 años bajo agricultura continua en siembra directa, mientras que bajo el uso pastizal no se habían realizado actividades de siembra, fertilización, abonos o enmiendas orgánicas durante los últimos 15 años. El cultivo previo al muestreo de suelos fue soja (*Glycine max* L.) y el sistema de rotación fue trigo/soja tardía-maíz-soja temprana.

Diseño de muestreo y determinaciones analíticas

El diseño de muestreo consistió en una grilla regular georeferenciada, conformada de 100 sitios ubicados a una equidistancia de muestreo de 20 x 20 m. La distancia de muestreo fue seleccionada de acuerdo a estudios previos realizados en Región Pampeana que encontraron escasa correlación espacial de varios atributos físicos y químicos del suelo a distancias de muestreo de 25 m (Alesso *et al*., 2012).

La fecha de muestreo fue en abril de 2013, 30 días luego de la cosecha de soja en el lote agrícola. Se extrajeron muestras compuestas de suelo a una profundidad de 0-20 cm mediante barreno, y fueron recogidas de manera sistemática en cada punto de intercepción de la grilla georeferenciada.

Los análisis físicos y químicos realizados en cada muestra de suelo fueron los siguientes: materia orgánica (MO) calculada a partir del carbono oxidable por método de Walkley-Black modificado (Nelson & Sommers, 1996); Composición granulométrica por el método hidrométrico (Bouyoucos, 1962); fosforo (P) extractable en FNH_4 (Kuo, 1996); pH en relación suelo:agua 1:2,5 (Thomas, 1996); conductividad eléctrica (CE) en pasta (Bower & Wilcox, 1965); y resistencia a la penetración con penetrómetro de golpes. Esta última metodología consiste en dejar caer una pesa desde una altura constante hasta 10cm de profundidad, contabilizando el número de golpes (NG) necesarios para alcanzar los primeros y segundos 5 cm. El NG fue multiplicado por la constante del penetrómetro, equivalente a 0,5 MPa por golpe, para obtener la resistencia de cada capa.

Análisis estadísticos

Se realizaron estadísticas descriptivas clásicas de las variables analizadas, calculándose media, mediana, mínimo, máximo, error estándar y coeficiente de variación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se presentan las medidas resumen de cada variable del tratamiento de agricultura continua (A). Se observa que los CV de variables como pH, contenidos de arena, limo y arcilla fueron menores a los de las variables contenido de P y MO, la resistencia a la penetración en ambas profundidades, y la CE.

Tabla 1: Resumen de las estadísticas descriptivas del tratamiento agricultura continua (A). N=100. Min: Mínimo; Max: Máximo; EE: Error Estándar; CV: Coeficiente de Variación (%)

Variable	Media	Mediana	Min	Max	EE	CV (%)
pH (1:2.5)	6	5,8	5,13	9,25	0,07	12,37
CE (dS m-1)	0,34	0,33	0,07	1,1	0,01	39,78
P (mg g-1)	5,53	4,71	0,03	16,07	0,32	58,05
Arena (%)	27,97	27,23	19,8	44,55	0,51	18,33
Limo (%)	52,32	52,7	42,85	61,5	0,48	9,27
Arcilla (%)	19,71	20	12,5	25	0,29	14,73
MO (%)	3,59	3,71	1,67	5,17	0,08	23,38
Resist. 0-5 cm (Mpa)	0,53	0,5	0,13	1,25	0,03	47,54
Resist. 5-10 cm (Mpa)	1,72	1,75	0,5	4	0,06	36,26

En la Tabla 2 se presenta el resumen de las medidas descriptivas del tratamiento pastizal natural (PN). De la misma manera que en el lote agrícola, tanto el pH como las fracciones texturales, arcilla, limo y arena, presentaron coeficientes de variación menores que aquellos de propiedades como el contenido de P extractable y MO, CE y resistencia a la penetración, en ambas profundidades. En el tratamiento PN, el pH y el contenido de limo resultaron en bajos coeficientes de variación, mientras que los contenidos de arena, arcilla, y M.O. presentaron coeficientes moderados. El contenido de P y la CE resultaron en niveles de variación elevados, similares al tratamiento A. Por el contrario, en el lote PN, la variación de la resistencia a la penetración presentó valores moderados, que resultaron menores a los hallados en el lote agrícola. De los resultados obtenidos de ambos tratamientos se pudo observar que el contenido de P extractable fue la propiedad más variable, independientemente del uso. Para casi todas las variables bajo diferentes usos los valores de las medias y medianas resultaron similares, indicando distribuciones poblacionales simétricas, con excepción del contenido de P extractable en el sitio agrícola.

Tabla 2: Resumen de las estadísticas descriptivas del tratamiento pastizal natural (PN). N=100. Min: Mínimo; Max: Máximo; EE: Error Estándar; CV: Coeficiente de Variación

Variable	Media	Mediana	Min	Max	E.E.	CV (%)
pH (1:2.5)	6,85	6,8	5,23	9,19	0,1	14,74
CE (dS m^{-1})	0,52	0,48	0,2	1,32	0,02	38,61
P (mg g^{-1})	4,96	4,82	0,03	11,41	0,25	50,88
Arena (%)	27,99	27,23	14,85	44,55	0,54	19,36
Limo (%)	51,83	52,72	40,42	65,15	0,5	9,67
Arcilla (%)	20,18	20	12,5	27,5	0,33	16,24
MO (%)	3,55	3,61	1,62	6,14	0,1	27,39
Resist. 0-5 cm (Mpa)	0,51	0,5	0,25	1	0,02	31,45
Resist. 5-10 cm (Mpa)	1,8	1,75	0,75	3	0,05	26,89

El uso agrícola no modificó los coeficientes de variación del pH, el cual parece relacionarse en gran medida a la génesis y posición en el paisaje de los suelos. Otros autores (Cox *et al*., 2006; Gregorini *et al*., 2016) hallaron que las propiedades con menor variación son aquellas que son intrínsecas de la génesis del suelo como el pH del suelo. En estos suelos correspondientes a la Pampa Deprimida, los niveles de variación del pH fueron superiores a los valores relevados en otras zonas (Comparín *et al*., 2014; Gregorini *et al*., 2016), especialmente en el pastizal, donde el CV fue de 14,7% (Tablas 1-2). A escala de lote, la topografía es un regulador clave de la variabilidad espacial a partir de su efecto en el movimiento de agua y sedimentos (Ceddia *et al*., 2009); incluso en relieves poco pronunciados o ante la presencia de micro relieves determina la existencia de propiedades en los suelos muy diferentes a escasos metros de distancia (Hein *et al*., 1989). La región de la Pampa Deprimida presenta un microrelieve definido por un una asociación a pequeña escala, en el rango de los metros, de cubetas y ambientes más elevados, los cuales presentan diferencias en la acumulación de

agua y cationes básicos como el sodio y el calcio generando cambios en el pH a cortas distancias. A pesar de ello, los coeficientes de variación del pH fueron notablemente menores al del resto de las variables. De manera similar, Debelis *et al*. (2006) en un suelo de la Pampa Deprimida, encontraron valores de CV de pH (17%) similar al hallado en este trabajo, aunque menores que los obtenidos para los contenidos para los contenidos de cationes y CIC.

La CE está relacionada al tipo de material parental en suelos jóvenes, mientras que en suelos maduros está muy influenciada también por el clima, la posición en el relieve general, y en el microrelieve que ocupa el suelo. El uso agrícola llevó a una disminución de la CE en ambas localidades, debido probablemente a una continua extracción de bases y otros electrolitos exportados del sistema con la cosecha, aunque no afectó el rango de variación de dicha variable. En este sitio de la Pampa Deprimida, la asociación a pequeña escala, en el rango de los metros, de cubetas y ambientes más elevados, parece definir con mayor relevancia que el uso, la variabilidad en la composición salina del suelo. Los contenidos de arena, limo y arcilla tampoco vieron afectados sus niveles de variación entre los diferentes usos estudiados.

Como era de esperar, la variabilidad del contenido de P extractable resultó elevada (CV= 51-58%) en todas las situaciones (Tablas 1 y 2), coincidiendo con otros autores en suelos Molisoles (Alvarez *et al*., 2006; Cruzate y Rivero, 2010; Comparín *et al*., 2014; Gregorini *et al*., 2016), Oxisoles y Alfisoles (Montanari *et al*., 2012), lo que parece ser una característica saliente del P independientemente del tipo de suelo. El uso agrícola no modificó los valores medios de P extractable debido probablemente a una limitada historia de fertilización en esta zona de productividad marginal, aunque dicho uso sí aumentó más de un 7% el coeficiente de variación de esta variable. Este aumento es debido muy probablemente a la aplicación desuniforme de fertilizantes fosforados, que tradicionalmente en la zona se han aplicado en bandas o con la sembradora en la línea de siembra, coincidiendo con lo hallado en otras zonas de la Región Pampeana (Comparín *et al*., 2014; Gregorini *et al*., 2016). En un lote agrícola con Molisoles y Vertisoles de la región Pampeana también se midió un elevado coeficiente de variación para el contenido de P extractable (Kemerer & Melchiori, 2012). Esta aplicación desuniforme, en forma conjunta con la baja movilidad de los ortofosfatos liberados, también podría explicar la mencionada asimetría en la distribución de los contenidos de P extractable en el sitio agrícola.

Los contenidos de MO no disminuyeron con el uso agrícola en esta localidad, donde una alta cantidad de arcillas podría haber ejercido un efecto protector sobre la degradación de la materia orgánica. La mencionada menor historia de uso agrícola en este sitio de la Pampa Deprimida podría también explicar la ausencia de la caída de los niveles de MO con los años de agricultura. Los coeficientes de variación de los contenidos de MO fueron notablemente similares entre usos, oscilando entre 23,4 y 27,4% (Tablas 1 y 2). Kemerer & Melchiori (2012) en suelos Molisoles y Vertisoles encontraron valores similares de CV (22,7 %) en el contenido de MO, mientras que otros estudios en la zona hallaron coeficientes de variación menores, cercanos al 15% (Alvarez *et al*., 2006; Alesso *et al*., 2012).

La resistencia a la penetración aumentó en profundidad (Tablas 1 y 2); nuevamente una historia corta de uso agrícola probablemente fue responsable de la falta diferencias en la compactación entre los suelos con usos diferentes. La variabilidad de la resistencia a la penetración fue mayor en los primeros 5 cm de profundidad donde las prácticas antrópicas y el ambiente ejercen una mayor influencia (Tablas 1 y 2). El uso agrícola también aumentó la variabilidad de esta propiedad con respecto a los suelos de pastizal; este efecto puede estar explicado por el paso repetitivo en las mismas direcciones de operaciones como la labranza o la siembra con maquinarias pesadas como las usadas en el sistema de agricultura bajo siembra directa.

CONCLUSIONES

Sorprendentemente el uso agrícola no tuvo un efecto marcado sobre los valores medios de MO, P extractable o resistencia a la penetración, probablemente debido a la corta historia agrícola de la región en general y del lote en particular, y a la elevada cantidad de arcillas del sitio que funciona como buffer para muchas de las propiedades del suelo por su elevada superficie específica. En cambio, sí hubo efecto sobre la variabilidad de las propiedades bajo análisis entre lotes. Este efecto se vio acentuado en lo que respecta al P y la resistencia a la penetración, ya que son los parámetros más afectados por el cambio de manejo hacia la agricultura, por su influencia a través de la aplicación de fertilizantes y tránsito vehicular. Como era de esperarse, el pH, la textura y la CE fueron los parámetros cuya variación especial fue menos afectada, ya que son parámetros más ligados con la génesis y posición del suelo en el paisaje.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por fondos UBACyT (Proyecto ID 20020130100164BA) otorgado por la Universidad de Buenos Aires

BIBLIOGRAFÍA

- Alesso, CA; MA Pilatti MA; SC Imhoff & M Grilli. 2012. Variabilidad espacial de atributos químicos y físicos en un suelo de la Pampa Llana Santafesina. Ciencia del Suelo 30: 85-93.
- Álvarez, R; H Steinbach; B Bauschen & JN Ejalbert. 2006. Variabilidad espacial de propiedades de los suelos de la pampa ondulada: efecto sobre el número de submuestras a tomar para el diagnóstico de la fertilidad. En Actas del XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. I Reunión de Suelos de la Región Andina. Salta -Jujuy. Setiembre 2006.
- Anderson DL; Portier KM; Obreza TA; Collins ME & DJ Pitts. 1999. Tree regression analysis to determine effects of soil variability on sugarcane yields. Soil Sci Soc Am J 63: 592–600.
- Bouyoucos, GJ. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. Agron J 54: 464-465.
- Bower, CA & LW Wilcox. 1965. Soluble salts. En: CA Black (ed.). Methods in soil analysis: Agronomy. 1ra Ed. SSSA and ASA., Madison, WI, USA, pp. 933–951.
- Bramley, RGV. 2009. Lessons from nearly 20 years of Precision Agriculture research, development, and adoption as a guide to its appropriate application. Crop Pasture Sci 60: 197-217.
- Ceddia, MB; SR Vieira; ALO Villela; LS Mota; LHC Anjos & DF Carvalho. 2009. Topography and spatial variability of soil physical properties. Sci. Agr. 66(3): 338-352.
- Comparín, M; E Ciarlo; P Muschietti; F Gregorini; M Abuamscha & L Giuffré. 2014. variabilidad de suelos en pampa ondulada: caracterización por uso agrícola o pastoril. Actas del XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo y II Reunión Nacional de Materia Orgánica y Sustancias Húmicas, Bahía Blanca, Buenos Aires. Publicado en Actas en forma completa, 1ra edición. ISBN 978-987-24771-6-5. Mayo de 2014.
- Corá, JE; Marques J & GT Pereira. 2001. The potential for precision agriculture in a sugarcane long term agricultural system in Brazil. En: S Blackmore & S Grenier (Eds) ECPA 2001 – 3rd European Conference on Precision Agriculture. Vol 2 Agro Montpellier, Ecole Nationale Superieure Agronomique de Montpellier, Montpellier, France, pp. 785–790.
- Cox, MS; PD Gerard & M Abshire. 2006. Selected soil properties' variability and their relationships with yield in three mississippi fields. Soil Sci 171: 541-551
- Cruzate, G & E Rivero. 2010. Variabilidad espacial y temporal de P y Zn en siembra directa y la relación con algunas propiedades de un suelo en Paraná. En Actas del XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Rosario, Argentina. Junio 2010.
- Debelis, SP, MC Gagey, AA Bozzo, M Barrios & A Buján. 2006. Caracterización espacial de propiedades edáficas vinculadas a la alcalinidad en el horizonte A. Actas del XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. I Reunión de Suelos de la Región Andina. Salta -Jujuy. Setiembre 2006.
- Di Pietro, LB; L Marbán & V Ritcher. 1986. Variabilidad espacial de parámetros fisicos y químicos de un suelo de Pergamino. Ciencia del Suelo 2: 99-106.
- GeoINTA. 2014. http://geointa.inta.gov.ar/visor/ Ultimo acceso 17/8/2017
- Giuffré, L; J Sierra; C Fumagalli & S Ratto. 1994. Variabilidad espacial de fósforo en suelo y planta en un Argiudol típico bajo cultivo de maíz. Rev. Fac. de Agronomía 14: 1-8.
- Gregorini, F; Ciarlo, E; Muschietti, P & L Giuffré. 2016. Variabilidad espacial a escala de lote de suelos bajo distinto uso en la pampa arenosa. Resumen publicado en Actas del XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Río Cuarto, Córdoba, 1ra edición. ISBN 978-987-688-170-8. Junio 2016.
- Hein, NE; WIH Hein & OR Quaino. 1989. Características de los complejos de suelos de la parte central de Santa Fe. Ciencia del Suelo 7(1-2): 97-102.
- Hu, K; S Wang; H Li; F Huanga & B Li. 2014. Spatial scaling effects on variability of soil organic matter and total nitrogen in suburban Beijing. Geoderma 226/227: 54-63.
- Kemerer, AC & RJ Melchiori. 2012. Estrategias de muestreo y representación de la variabilidad espacial de propiedades del suelo. En Actas del XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata, Argentina. Abril 2012.
- Kuo, S. 1996. Phosphorus. En: DL Sparks (Ed). Methods of soil analysis. Part 3 Chemical methods. SSSA and ASA. Madison, WI, USA, pp. 869-920.
- Liu, EK; CG Yan; XR Mei; WQ He; SH Bing; LP Ding; Q Liu; S Liu & TL Fan. 2010. Long-term effect of chemical fertilizer, straw, and manure on soil chemical and biological properties in northwest China. Geoderma 158: 173–180.

- Montanari, R; GSA Souza; GT Pereira; J Marques Jr. & DS Siqueira. 2012. The use of scaled semivariograms to plan soil sampling in sugarcane fields. Precis. Agric. 13 (5): 542–552.
- Nelson, DW & LE Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. En: AL Page (Ed.) Methods of Soil Analysis. Part 2. American Society of Agronomy, Agronomy 9. Madison, WI, USA, pp. 539-579.
- Pachepsky, Y & R Hill. 2017. Scale and scaling in soils. Geoderma 287: 4-30.
- Soil Survey Staff. 2014. Keys to Soil Taxonomy, 12th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.
- Thomas, GW. 1996. Soil pH and Soil Acidity. En: Sparks DL (Ed.) Methods of Soil Analysis. Part 3. SSSA and ASA, Madison, WI, USA, pp: 475-490.
- Trangmar, BB; Yost RS & G Uehara. 1985. Application of geostatistics to spatial studies of soil properties. Adv in Agron, 38: 45-94.
- Uricarriet, S; Niborski M & CM Kvolek. 2011. Atributos de suelo y paisaje asociados a la variabilidad de rendimientos de maíz en la Pampa arenosa. Ciencia del Suelo 29:49-59.

C1P8. ANALISIS DE PARTICIPACION DE LABORATORIOS DE SUELOS EN EL PROGRAMA PROINSA

Ciarlo[1], Esteban A.; Cosentino[1], Diego J., García[2], Mirta G. y González[1] Franco A.

1 Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires
2 Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales – Universidad de La Plata
* e-mail de contacto: ciarlo@agro.uba.ar

RESUMEN

Pese a la trascendencia que tiene la calidad de los laboratorios de suelos en la toma de decisión de prácticas como la fertilización, la siembra o plantación de cultivos, el manejo del suelo, las rotaciones, etc. no fue sino recién en el año 2009 que se creó el primer programa nacional de comparación y control de muestras de suelo (interlaboratorio) llamado PROINSA. El objetivo de este trabajo es evaluar la participación de los laboratorios de suelos e identificar la frecuencia con que cada analito fue evaluado en general en las Rondas Interlaboratorios del PROINSA desde el año 2010 hasta el 2017. La primera aproximación fue evaluar la cantidad total y el porcentaje del total de laboratorios inscriptos realizaban cada ensayo en cada año, con el objetivo de relevar los análisis más comunes y los menos incorporados por los laboratorios de suelos. Luego, se calculó para cada ronda un porcentaje de participación promedio de los laboratorios para todos los ensayos en esa ronda, con el objetivo de evaluar que proporción de los ensayos propuestos en el programa eran realmente analizados. La cantidad de laboratorios participantes fue aumentando luego de iniciado el programa hasta estabilizarse en un número cercano a 95 a partir del año 2012. El porcentaje de laboratorios que presentaron resultados de cada analito fue bastante similar entre las rondas ejecutadas, por lo que puede separarse a los ensayos en base a estos resultados en tres grupos: muy usuales (Cox, Pext y pH), usuales (N total, nitratos y conductividad eléctrica) y poco usuales (CIC, bases de cambio y sulfatos). Desde el año 2011 la participación promedio de los laboratorios en los ensayos ofrecidos es del 70%, es decir que en promedio los resultados para cada analito son presentados para su evaluación por 7 de cada 10 laboratorios.

Palabras clave: Programa, Interlaboratorios, Participación

INTRODUCCIÓN

La producción en Argentina tiene una importante experiencia e historia en buscar la manera de hacer eficiente el uso de cada gramo de fertilizante, básicamente porque siempre ha representado un elevado costo sobre el margen bruto de la actividad agropecuaria. La búsqueda de la mayor eficiencia en el uso de los fertilizantes ha llevado a los profesionales, científicos y técnicos relacionados con la agricultura a promover el uso del muestreo y análisis de suelo como herramientas básicas para conocer el estado de fertilidad de cada lote. En esquemas de producción sustentables el análisis del suelo es una herramienta esencial para el monitoreo de la calidad productiva del recurso, en general, y, en particular, para decidir la aplicación eficiente de fertilizantes, a fin de evitar el agotamiento de las reservas del suelo y también los pasivos ambientales por exceso o mal uso de los nutrientes incorporados al sistema (García *et al*., 2016).

Pese a la trascendencia que tiene la calidad de los laboratorios de suelos en la toma de decisión de prácticas como la fertilización, la siembra o plantación de cultivos, la compra/venta de campos, el manejo del suelo, las rotaciones, etc. no fue sino recién en el año 2009 que se creó el primer programa nacional de comparación y control de muestras de suelo (interlaboratorio) llamado PROINSA. El Programa Nacional de Interlaboratorios de suelos agropecuarios (PROINSA) aúna a tres instituciones gubernamentales, el Ministerio de Agroindustria, el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) y el Instituto Nacional de Tecnología Industrial (INTI) y a una ONG científica, la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo (AACS). En Argentina, los informes del PROINSA son públicos, y están publicados online en la página web del Ministerio de Agroindustria (Agroindustria, 2017). Existen antecedentes de estos programas en varios países, con alcance local, como los ejecutados en Brasil, Chile y Estados Unidos, y otros con difusión y participación más global, tal es el caso del reconocido WEPAL (Wageningen Evauating Programmes for Analytical Laboratorios –Wepal) de la Universidad de Wageningen, en Holanda o el ASPAC (Australasian Soil and Plant Análisis Council) en Australia, Nueva Zelanda y Región del Pacífico y Sudeste de Asia.

Existen antecedentes en otros países de publicación de evaluaciones de Programas Interlaboratorios (Sadzawka *et al*., 2005; Visser, 2006; ISE, 2013). Recientemente, se evaluó la evolución en el desempeño de dos poblaciones de

laboratorios, una conformada por los laboratorios que participaron en todas las rondas, desde el comienzo del PROINSA, y la segunda por aquellos laboratorios que lo hicieron de manera discontinua, en las rondas 2014 y 2015 (García *et al*., 2016). Sin embargo, aún se carece de análisis de la participación de los laboratorios en cuanto a su cantidad y a que ensayos se presentan con mayor frecuencia para el programa PROINSA. El objetivo de este trabajo es evaluar la participación de los laboratorios de suelos e identificar la frecuencia con que cada analito fue evaluado en general en las Rondas Interlaboratorios del PROINSA desde el año 2010 hasta el 2017.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción general de las rondas del Programa Interlaboratorios del PROINSA

El Programa Nacional de Interlaboratorios de suelos agropecuarios (PROINSA), coordinado por el Ministerio de Agroindustria dependiente del poder Ejecutivo nacional, tuvo su primera versión en el año 2009, y luego tuvo rondas anuales ininterrumpidamente hasta el 2017 inclusive. Para este trabajo se considerarán todas las rondas excepto la ronda 2009 ya que fue una prueba piloto, con pocos laboratorios intervinientes y especialmente seleccionados por el PROINSA por su experiencia e historia como laboratorios de análisis. Los laboratorios participantes provinieron de toda la Argentina, aunque la mayoría de ellos fueron de la Región Pampeana (García *et al*., 2016), principal zona productora de granos del país.

La cantidad de ensayos a presentar quedó a elección de cada laboratorio, aunque todos ellos representan condiciones edáficas de relevancia agronómica. En todas las rondas existen ensayos definitivos y ensayos exploratorios (Tabla 1), difiriendo los mismos a través de los años. Los ensayos exploratorios son relevados en forma preliminar para evaluar la variabilidad general de los resultados analíticos. No se consideró en este trabajo la evaluación de la humedad gravimétrica dado que se solicitó sólo en uno de los años estudiados (2010). La metodología utilizada para cada ensayo también quedó a elección de cada laboratorio, aunque debió ser informada en todos los casos.

Tabla 1: Ensayos definitivos y exploratorios realizados en las rondas del PROINSA. Nt: Nitrógeno total. Pext: Fósforo extractable. Cox: Carbono oxidable. HG: Humedad gravimétrica. CIC: Capacidad de Intercambio Catiónico. Ca, Mg, Na y K corresponden a los ensayos de Calcio, Magnesio, Sodio y Potasio intercambiables. D: Ensayo definitivo; E: Ensayo exploratorio; N: Ensayo no realizado.

	Ensayos												
Año	Nt (g/100 g)	Pext (mg/kg)	Cox (g/100g)	pH	HG (%)	CIC ($cmol_c$/ kg)	Ca ($cmol_c$/ kg)	Mg ($cmol_c$/ kg)	Na ($cmol_c$/ kg)	K ($cmol_c$/ kg)	Nitratos (mg/kg)	Sulfatos (mg/kg)	Ce (dS/m))
2009	D	D	D	N	E	N	N	N	N	N	N	N	N
2010	D	D	D	D	E	N	N	N	N	N	N	N	N
2011	D	D	D	D	N	D	D	D	D	D	E	E	N
2012	D	D	D	D	N	D	D	D	D	D	D	E	N
2013	D	D	D	D	N	D	D	D	D	D	D	E	N
2014	D	D	D	D	N	D	D	D	D	D	D	E	E
2015	D	D	D	D	N	D	D	D	D	D	D	E	N
2016	D	D	D	D	N	D	D	D	D	D	D	E	N
2017	D	D	D	D	N	D	D	D	D	D	D	E	E

Análisis de los datos provenientes de las distintas rondas del Programa Interlaboratorios del PROINSA

La primera aproximación fue evaluar la cantidad de laboratorios intervinientes, y que porcentaje del total de laboratorios inscriptos realizaban cada ensayo en cada año, con el objetivo de relevar los análisis más comunes y los menos incorporados por los laboratorios de suelos. Como a partir del año 2013 se entregaron dos ítems de ensayo por ronda, identificados como "muestra A" y "muestra B", la cantidad de laboratorios que determinó cada analito surgió del promedio de la cantidad de laboratorios que analizaron cada analito entre ambas muestras. Luego, con el porcentaje de determinación de cada ensayo por los laboratorios inscriptos, se calculó para cada ronda un porcentaje de participación

promedio de los laboratorios para todos los analitos en esa ronda, con el objetivo de evaluar la proporción de los ensayos propuestos en el programa que eran realmente analizados por los laboratorios, según la ecuación 1:

$$\% \text{ de Participación} = \frac{\sum_i n(\% \text{ particip en ensayo i})}{n} \qquad \text{Ecuación 1}$$

Donde n es el número de ensayos totales propuestos para cada ronda del PROINSA

Valores altos de participación indicarían que la mayoría de los laboratorios realizó la mayoría de las determinaciones, y valores bajos indicarían que la mayoría de los laboratorios realizó en promedio, una cantidad estrecha de determinaciones.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Laboratorios intervinientes

La ronda del año 2009 fue la prueba piloto, con pocos laboratorios (Tabla 2), y luego la cantidad de laboratorios participantes fue aumentando hasta estabilizarse en un número cercano a 95 a partir del año 2012.

Tabla 2: Cantidad de laboratorios participantes en el PROINSA desde sus inicios en el año 2009 hasta la ronda 2017.

Año	Cantidad de laboratorios participantes
2010	69
2011	80
2012	95
2013	98
2014	92
2015	95
2016	96
2017	96

Determinación del porcentaje de laboratorios que presentaron resultados por analito y por ronda

El porcentaje de laboratorios que presentaron resultados de cada analito fue bastante similar entre las rondas ejecutadas, por lo que puede separarse a los analitos en base a estos resultados en tres grupos: muy usuales, usuales y poco usuales (Tablas 3,4 y 5 respectivamente).

Tabla 3. Lista de los analitos más usuales incluidos en las rondas PROINSA. N: cantidad total de laboratorios, n: número de laboratorios que presentaron resultados para cada analito y porcentaje de laboratorios que presentaron resultados para cada analito (n/N x 100). Cox: Carbono oxidable; Pext: Fósforo extractable.

	Total Labs	Cox		P ext		pH	
	N	n	%	n	%	n	%
Ronda 2010	69	69,0	100,0	69,0	100,0	69,0	100,0
Ronda 2011	80	77,0	96,3	77,0	96,3	77,0	96,3
Ronda 2012	95	95,0	100,0	95,0	100,0	95,0	100,0
Ronda 2013	98	97,5	99,5	98,0	100,0	96,5	98,5
Ronda 2014	92	89,5	97,3	88,5	96,2	90,5	98,4
Ronda 2015	95	89,5	94,2	90,0	94,7	91,0	95,8
Ronda 2016	96	92,0	95,8	91,0	94,8	95,0	99,0
Ronda 2017	96	93,0	96,9	89,0	92,7	92,0	95,8
Promedio	90		97%		97%		98%

En los tres analitos más usuales, C oxidable, P extractable y pH, la ronda 2010 fue la que presentó la mayor participación de los laboratorios (Tabla 3), 100 % en los tres casos, y dicho porcentaje disminuyó y se estabilizó en el tiempo. En la primer ronda analizada, 2010, tanto la cantidad de laboratorios como la de analitos incluidos (Tabla 1), fueron las menores entre todas las rondas, lo que puede explicar esta participación masiva de los laboratorios. Tanto para P extractable como para pH, la última ronda (2017) fue la que presentó los menores valores de participación. No obstante, las tres propiedades presentan un elevado promedio de participación cercano al 97-98%.

Tabla 4. Lista de los analitos usuales incluidos en las rondas PROINSA. N: cantidad total de laboratorios, n: número de laboratorios que presentaron resultados para cada analito y porcentaje de laboratorios que presentaron resultados para cada analito (n/N x 100). Nt: Nitrógeno total; CE: Conductividad eléctrica; nc: no corresponde por no estar incluido en la ronda

	Total Labs	Nt		Nitratos		CE	
	N	n	%	n	%	n	%
Ronda 2010	69	52,0	75,4	nc	nc	nc	nc
Ronda 2011	80	55,0	68,8	58,0	72,5	nc	nc
Ronda 2012	95	65,0	68,4	76,0	80,0	nc	nc
Ronda 2013	98	71,0	72,4	80,0	81,6	nc	nc
Ronda 2014	92	65,0	70,7	68,5	74,5	60,5	65,8
Ronda 2015	95	62,0	65,3	70,0	73,7	nc	nc
Ronda 2016	96	65,0	67,7	75,0	78,1	nc	nc
Ronda 2017	96	62,0	64,6	72,0	75,0	64,0	66,7
Promedio	90		69%		76%		66%

A pesar de que el N total y principalmente los contenidos de nitratos son incluidos dentro de los modelos de fertilización más comunes, estos analitos fueron presentados en promedio y en cada ronda, por una proporción menor de laboratorios que las determinaciones de C oxidable o P extractable (Tabla 4). Es probable que la alta difusión regional del cultivo de soja, donde parece no ser rentable ni consistente la fertilización con N (Gutiérrez Boem y Salvagiotti, 2014), sea una de las causas, sumada a técnicas más engorrosas o heterogéneas, de la menor adopción de estas determinaciones. En el caso del N total ocurrió la misma tendencia en el tiempo que en el caso de los analitos más usuales de la Tabla 1: el porcentaje de laboratorios que presentaron resultados de N total fue máximo en la ronda 2010, y luego fue estabilizándose y disminuyendo, siendo la disminución más evidente en las últimas tres rondas. En el caso de los nitratos, en la primer ronda en que se incluyó (2011), donde este análisis tuvo el carácter de exploratorio, la participación fue la menor de todas, mientras que a partir de la ronda 2012, donde se estableció como analito dentro de la evaluación de performance, la participación fue estable y relativamente alta, con un porcentaje promedio de 77% de los laboratorios presentando resultados de nitratos. Los resultados mostrados indican que dos de cada tres laboratorios participaron voluntariamente en la presentación de resultados de conductividad eléctrica, incluida como analito exploratorio en solamente dos rondas, 2014 y 2017. Es probable que la medición de esta variable se dé en la realidad en un porcentaje de laboratorios de suelos bastante mayor al 66%, debido a que es un ensayo exploratorio sencillo, con bajo requerimiento de equipamiento y drogas, y con alto poder explicativo sobre el crecimiento de las plantas.

Tabla 5. Lista de los analitos menos usuales incluidos en las rondas PROINSA. N: cantidad total de laboratorios, n: número de laboratorios que presentaron resultados para cada analito y porcentaje de laboratorios que presentaron resultados para cada analito (n/N x 100). CIC: Capacidad de intercambio catiónico; Ca: Calcio intercambiable; Mg: Magnesio intercambiable; Na: Sodio intercambiable; K: Potasio intercambiable; nc: no corresponde por no estar incluido en la ronda

	Total Labs	CIC		Ca		Mg		Na		K		Sulfatos	
	N	n	%	n	%	n	%	N	%	n	%	n	%
Ronda 2010	69	nc	nc	nc	nc	nc	nc	Nc	nc	nc	nc	nc	nc
Ronda 2011	80	41,0	51,3	52,0	65,0	52,0	65,0	53,0	66,3	54,0	67,5	37,0	46,3
Ronda 2012	95	48,0	50,5	53,0	55,8	53,0	55,8	53,0	55,8	54,0	56,8	50,0	52,6
Ronda 2013	98	51,0	52,0	56,0	57,1	55,0	56,1	54,0	55,1	56,0	57,1	47,0	48,0
Ronda 2014	92	46,0	50,0	52,0	56,5	52,0	56,5	49,0	53,3	48,0	52,2	47,5	51,6
Ronda 2015	95	51,0	53,7	60,0	63,2	59,0	62,1	57,0	60,0	58,0	61,1	40,0	42,1
Ronda 2016	96	49,5	51,6	59,0	61,5	58,0	60,4	57,0	59,4	58,0	60,4	43,0	44,8
Ronda 2017	96	49,0	51,0	56,0	58,3	55,0	57,3	52,0	54,2	54,0	56,3	45,0	46,9
Promedio	90		51		60		59		58		59		47

Los analitos con menores porcentajes de participación por los laboratorios fueron la capacidad de intercambio catiónico (CIC), los contenidos de bases (calcio, magnesio, sodio y potasio) intercambiables y de sulfatos (Tabla 5); estos resultados eran esperados dado que los modelos de fertilización para los principales cultivos no incluyen a estos parámetros, ni siquiera a los contenidos de sulfatos por su baja exactitud y precisión o por lo costoso del equipamiento necesario para medirlos (Echeverría *et al.*, 2014). Dentro de este grupo, la medición de las bases intercambiables presentan los valores de participación mayores, de alrededor del 60% de los laboratorios. Nuevamente, el porcentaje de laboratorios que presentaron resultados de bases intercambiables fue máximo en la primera ronda donde fueron incluidos, en el año 2011, y luego fue disminuyendo y estabilizándose. Por el contrario, el porcentaje de laboratorios que presentaron resultados de CIC y contenidos de sulfatos, se mantuvieron desde sus inicios en un valor estable correspondiente a alrededor de la mitad de los laboratorios participantes de la ronda.

Participación de los laboratorios por ronda

Si promediamos la participación de los laboratorios de todos los ensayos en cada ronda, se observa nuevamente como disminuye la participación general luego de las primeras rondas (Figura 1); esto es especialmente evidente luego de la ronda 2010, ya que a partir de la ronda 2011 se incorporaron propiedades menos demandadas por los clientes y por lo tanto menos incorporadas por los laboratorios de suelos, como por ejemplo las mediciones de CIC y de contenidos de bases intercambiables. En la última ronda se dio el valor de participación más bajo, indicando que, en promedio, para cada analito el 68% de los laboratorios inscriptos presentaron resultados.

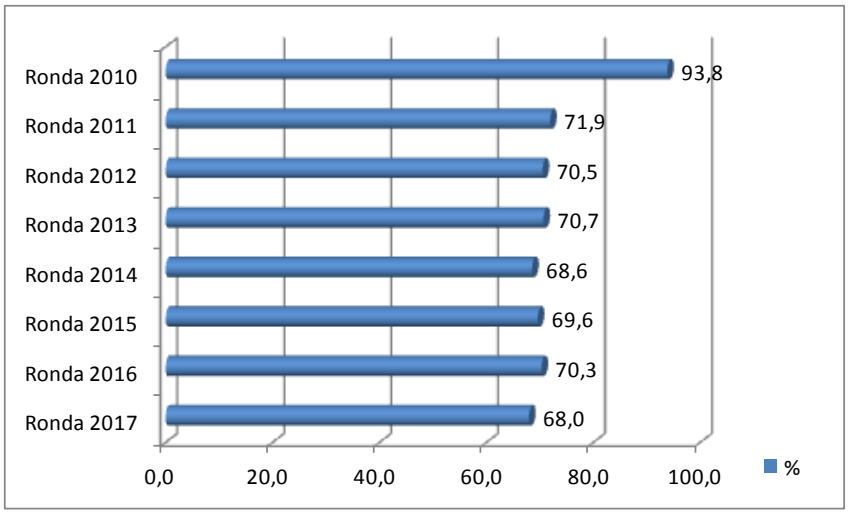


Figura 1: Porcentaje de participación de los laboratorios, obtenido del promedio de participación entre los analitos ofrecidos en cada ronda.

CONCLUSIONES

La cantidad de laboratorios participantes fue aumentando luego de iniciado el programa en el 2009 hasta estabilizarse en un número cercano a 95 a partir del año 2012.

El porcentaje de laboratorios que presentaron resultados de cada analito fue bastante similar entre las rondas ejecutadas, por lo que puede separarse a los analitos en base a estos resultados en tres grupos: muy usuales (Cox, Pext y pH), usuales (N total, nitratos y conductividad eléctrica) y poco usuales (CIC, bases de cambio y sulfatos). Pese a que la determinación de nitratos es clave en la fertilización de muchos cultivos, no forma parte de los analitos más usuales que los laboratorios analizaron posiblemente por el impacto de la soja o por la complejidad de su determinación.

La mayoría de los analitos presentó su pico de participación entre los laboratorios en la primera ronda en la que participaron y luego su participación disminuyó y estabilizó en porcentajes menores. Es probable que en cada ronda son más los ensayos propuestos y no todos los laboratorios tienen la infraestructura para hacerlos todos. No obstante, desde el año 2011 la participación promedio de los laboratorios en los analitos ofrecidos es del 70%, es decir que en promedio los resultados para cada analito son presentados para su evaluación por 7 de cada 10 laboratorios.

BIBLIOGRAFÍA

- Echeverría H.; N. Reussi Calvo & A. Pagani. 2014. Capítulo 10: Azufre. En: y García F. (Eds.). Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos. 2da ed. Ediciones INTA. Buenos Aires. 904 pp.
- García M.; D. Cosentino; M. Ostinelli; D Carreira; E. Ciarlo; J. Kawior & S. Forestieri. 2016. PROINSA: experiencias de un programa de interlaboratorios público-privado. Actas del XXI Congreso Latinoamericano y XV Congreso Ecuatoriano de la Ciencia del Suelo, 24-28 de octubre de 2016 en Quito, Ecuador.
- Gutiérrez Boem F. & F. Salvagiotti. 2014. Capítulo 16: Soja. En: Echeverría H. y García F. (Eds.). Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos. 2da ed. Ediciones INTA. Buenos Aires. 904 pp.
- ISE International Soil-analytical Exchange. 2013. Quarterly Report 2013. July-september 2013:119.Wageningen evaluating programs for analytical laboratories. Wageningen University.
- Sadzawka, R.; R. Grezz, R. & MA Carrasco. 2005. Evaluación analítica de laboratorios de análisis de suelos en Chile. R.C. Suelo Nutr. Veg., dic. 2005. 2: 26-34. ISSN 0718-2791.
- Visser R.G. 2006. Interpretation of interlaboratory comparison results to evaluate laboratory proficiency. Accred Qual Assur 10: 521–526. DOI 10.1007/s00769-005-0051-2

C1P9. FRACCIONAMIENTO DEL CARBONO ORGÁNICO BAJO AGRICULTURA CONTINÚA, EFECTO DE USO Y MANEJO EN EL CULTIVO DE TABACO

Colque, Raúl A.; Mendoza, José N.; Torres, Pablo A. y Quispe, Joaquín E.

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Jujuy. Alberdi 47 San Salvador de Jujuy. Argentina. raul_a_colque@hotmail.com

RESUMEN

La producción tabacalera ocupa la mayor superficie del Valle Los Pericos (Pcia. de Jujuy). Este cultivo requiere numerosas labores del suelo para su implantación, provocado un deterioro físico, químico y biológico difícil de revertir. Como consecuencia de estos procesos, se ha observado un estado de agregación pobre, un aumento de la densidad aparente y pérdida en el contenido de materia orgánica, situaciones que han contribuido a agravar los procesos de erosión ya existentes. El objetivo del trabajo fue evaluar las fracciones del carbono orgánico particulado (COP) y determinar cuál de ellas presenta mayor sensibilidad en los distintos sistemas de manejos de suelo en monocultivo de tabaco. Se trabajó sobre un suelo representativo del área bajo estudio (serie Monterrico). Se evaluó el efecto que genera sobre el funcionamiento del suelo, el monocultivo de tabaco labrado en forma convencional (TM), comparando a su vez dichos resultados con otros planteos productivos bajo el mismo sistema de labranza, pero que incluyen a la rotación del cultivo de tabaco con gramíneas (TG). Paralelamente se evaluó las mismas variables edáficas en situaciones con bajo grado de disturbio (T), las que fueron tomadas como de referencia. El fraccionamiento del carbono orgánico particulado se determinó mediante el método de Cambardella & Elliot (1992). Las variables evaluadas fueron: carbono orgánico particulado total (COPT), carbono orgánico particulado grueso (COPG 100 – 2000 µm), carbono orgánico particulado fino (COPF 50 a 100 µm), carbono orgánico asociado a la fracción mineral (COA < 50 µm) y el carbono orgánico total (COT). Todas lograron diferenciarse estadísticamente entre los distintos manejos, la fracción COPG fue la más sensible a TM, registrando una caídas de un 90 % con respecto al T, el manejo TG registro un incremento entre un 40 a 70 % con respecto a TM.

Palabras clave: carbono particulado grueso y fino – monocultivo - gramíneas

INTRODUCCIÓN

La conversión de ecosistemas naturales en agrosistemas, así como el aumento de la intensidad de labranza, han provocado una disminución en el contenido del carbono orgánico del suelo y contribuido al aumento de la concentración del dióxido de carbono en la atmósfera (Viglizzo *et al*., 2011). Los efectos del uso agrícola se pueden monitorear a través del registro de transformaciones químicas y físico-químicas en el suelo. En tal sentido, la evolución de los componentes orgánicos, en función del uso y manejo del suelo, proveen herramientas para el diseño o selección de mejores prácticas o sistemas productivos (Schwenke *et al*., 2003). El carbono orgánico total (COT) en los suelos agrícolas tiene un tiempo de ciclado de décadas o siglos, por tanto, los cambios debidos a las prácticas de manejo y al uso del suelo son difíciles de detectar (Purakayastha *et al.*, 2008). Sin embargo, fracciones orgánicas lábiles como el carbono orgánico particulado (COP) se han utilizado en lugar del COT como indicadores sensibles de los cambios en la calidad del suelo (Bayer *et al*., 2004; Eiza *et al*., 2005).

A su vez, la materia orgánica edáfica juega un rol destacado en su contribución a la estabilidad estructural (Álvarez *et al.*, 2006; Castiglioni *et al.*, 2013), siendo especialmente la fracción más lábil, la que principalmente se modifica a partir de los cambios sufridos por el uso de la tierra (Álvarez *et al*., 2012). Los cambios en las prácticas de manejo o uso del suelo también pueden alterar las propiedades químicas de las sustancias húmicas del suelo (Moraes *et al*., 2011). El objetivo del trabajo fue evaluar las fracciones del COP y determinar cuál de ellas es más sensible a los efectos de los distintos sistemas de labranza en monocultivo de tabaco.

MATERIALES Y MÉTODOS

Localización y ambiente

Los departamentos de la Provincia de Jujuy donde se desarrolla la actividad tabacalera son: Dr. Manuel Belgrano, El Carmen, San Antonio y Palpalá (Figura 1). El presente estudio se realizó en el departamento El Carmen, un área comprendida dentro del Valle Los Pericos (Figura 1). La temperatura media del mes de enero es de 23.5 ºC, y la de julio 12 ºC. El régimen de lluvias es típicamente monzónico, siendo la precipitación media anual de 600 mm (Braun *et al*., 2001). Los establecimientos estudiados corresponden a la serie Monterrico clasificados como Haplustoles fluventicos (USDA 1998).

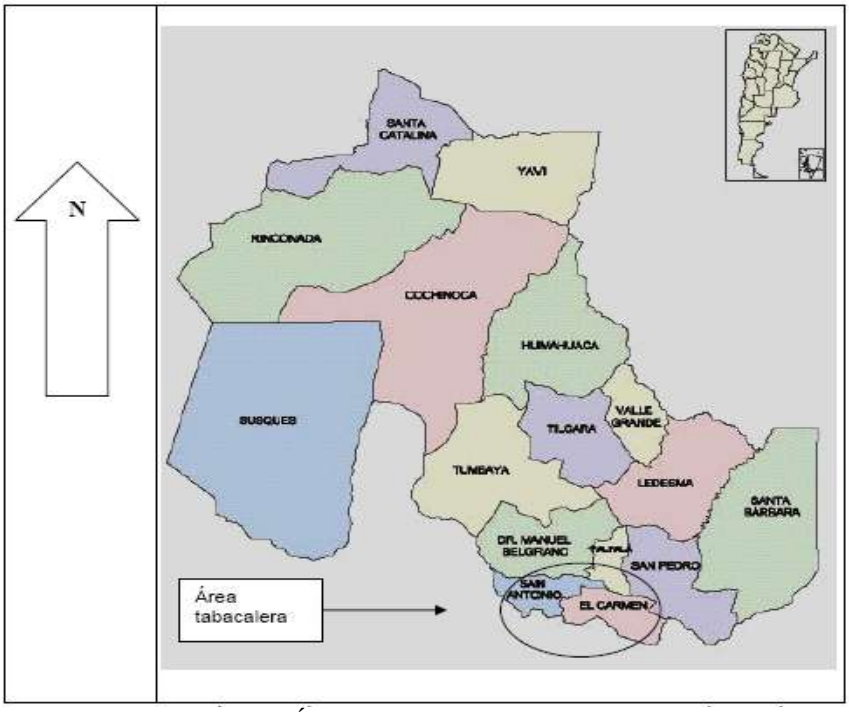


Figura 1: Área tabacalera del Valle Templado de Jujuy

Muestreo

El muestreo se realizó a mediados de noviembre de la campaña 2014/15, dentro de cada establecimiento se tomaron muestras compuestas, previamente se delimito un área representativa de 2 hectáreas y en cada una de ellas, se tomaron una muestra compuesta a dos profundidades de 0-20 y 20-40 cm formadas por 10-12 submuestras. Se tomaron 3 repeticiones para cada tratamiento donde a cada repetición le correspondió un establecimiento distinto.

Determinación

El fraccionamiento del carbono orgánico particulado se determinó mediante el método de Cambardella & Elliot, (1992). Se obtuvo la fracción asociada a la fracción mineral (COA < 50 µm), la fracción fina (COPF 50 – 100 µm) y la fracción gruesa (COPG 100-2000 µm). El carbono presente en la fracción gruesa y fina fue cuantificado mediante la técnica de Walkley & Black (Nelson & Sommers, 1982), mientras que la asociada a la fracción mineral (COA) se estimó por diferencia respecto al carbono orgánico total del suelo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El COT, COA, COPG, COPF y COPT superficial (0-20 cm) tuvieron similar comportamiento en los distintos manejos (TM, TG y T), logrando diferenciarse estadísticamente, presentando valores superiores el T, le sigue TG y los más bajos TM, hubo una marcada reducción en todas las variables evaluadas, caídas entre un 60 y un 90 % en TM con

respecto al suelo de referencia (T), siendo la más afectada el COPG registrando una caída del 90 %, evidentemente el efecto de las excesivas labranzas se hizo notar, cuanto más intenso y agresivo sea el laboreo, mayor será la disminución del nivel de carbono orgánico (CO) en el suelo (Studdert & Echeverría, 2000) debido a una mayor tasa de descomposición de los residuos de cosecha y a la exposición a la acción de los microorganismos de fracciones del CO protegidas en los agregados (Gregorich & Janzen, 1996). En cuanto al manejo más conservacionista TG se evidencio un incremento en todas las fracciones (COT, COA, COPG, COPF y COPT), haciéndose notar un mayor incremento en el COPG producto de los aportes de carbono orgánico que genera la rotación con gramíneas en suelos altamente degradados como los suelos tabacaleros del valle templado de Jujuy, similares resultados en suelos tabacaleros de Cuba reportaron Gálvez *et al*., (1999 y 2000) y Otero *et al* (2003). Según Giráldez *et al*., (2003), citado por Gil (2009) está ampliamente investigado que cuando se cambia de la agricultura convencional (laboreo intenso) a la de conservación el contenido en materia orgánica del suelo aumenta con el tiempo, con todas las consecuencias positivas que ello conlleva. En cuanto a la segunda profundidad (20-40 cm) no hubo diferencia significativa entre los distintos manejos pero si estos con el suelo de referencia. Tabla 1

Tabla 1: Sistemas de manejo y variables evaluadas en serie Monterrico

Manejo	**COT 1**	**COT 2**	**COA 1**	**COA 2**	**COPG 1**	**COPG 2**	**COPF 1**	**COPF 2**	**COPT 1**	**COPT 2**
TM	0,95 a	1,14 b	0,75 a	0,91 b	0,12 a	0,15 a	0,07 a	0,07 a	0,20 a	0,23 a
TG	1,80 b	1,08 b	1,02 b	0,76 b	0,65 b	0,22 a	0,12 a	0,12 a	0,77 b	0,32 a
T	3,65 c	0,75 a	2,00 c	0,44 a	1,26 c	0,27 a	0,38 b	0,38 b	1,65 c	0,32 a

T: Situación testigo (suelo con bajo disturbio).TM: Monocultivo de tabaco bajo labranza convencional continúa. TGP: cultivo de tabaco bajo labranza convencional continua, bajo rotación tabaco/gramíneas durante los últimos 10 años. COT: carbono orgánico total, COPT: carbono orgánico particulado total, COPG: carbono orgánico particulado grueso, COPF: carbono orgánico particulado fino, COA: carbono orgánico asociado, 1: 0-20 cm., 2: 20-40 cm. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos. Test DGC ($p<0,05$).

CONCLUSIONES

Se concluye que en el manejo de monocultivo de tabaco en un sistema de labranza convencional la fracción mas sensible resulto el COPG.

La rotación de tabaco con gramíneas resulta conveniente para recuperar carbono orgánico en suelos altamente degradados.

AGRADECIMIENTOS

Al laboratorio de análisis de suelos y aguas de la Facultad de Ciencias Agrarias – UNJu.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, C.R.; PL Fernández & MA Taboada, M. A. 2012. Relación de la inestabilidad estructural con el manejo y propiedades de los suelos de la región pampeana. Ciencia del suelo, 30(2), 173-178.
- Álvarez, C.R.; MA Taboada; M Bustingorri & FH Gutiérrez Boem. 2006. Descompactación de suelo en siembra directa: efectos sobre las propiedades físicas y el cultivo de maíz. Ciencia del Suelo 24: 1-10.
- Bayer, C; L Matin-Neto; J Mielniczuk & A Pavinato. 2004. Arma- zenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. Pesq. Agropec. Bras. 39: 677-683.
- Braun Wilke, RH.; EE Santos; LPE Picchetti: MT Larrán; GF Guzmán; CR Colarich & CA Casoli. 2001. Carta de Aptitud Ambiental de la Provincia de Jujuy. Escala 1:250.000. Departamento de Suelos y Ecología. Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Jujuy.
- Cambardella, C. & E Elliott. 1992. Particulate Soil Organic-Matter across a Grassland. Cultivation Sequence. Soil Sci. Soc.Am.J. 56 : 777-783.

- Castiglioni, M.; F Kraemer & H Morras. 2013. Efecto de la secuencia de cultivos bajo siembra directa sobre la calidad de algunos suelos de la región Pampeana. Ciencia del Suelo 31 (1): 93-105.
- Eiza, MJ; N Fioriti; GA Studdert & HE Echeverría. 2005. Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: efecto de los sistemas de cultivo y de la fertilización nitrogenada. Ci. Suelo 23(1): 59-67.
- Gálvez, V.; L Otero & N Navarro. 1999. Breve reflexión de los suelos de la llanura Sur de Pinar del Río. Rev. Agric. Orgánica. 4 (1): 14-15.
- Gálvez, V.; L Rivero; L Otero &N Navarro. N. 2000: "Interacciones entre las propiedades de los suelos, el manejo y el entorno en el sur de Pinar del Río. Fondo bibliotecario Academia de Ciencias de Cuba.
- Gil, J.A.; O Veroz; JL Hernanz & EJ González. 2009. Ahorro y Eficiencia Energética con Agricultura de Conservación. Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE). Recuperado de: http://www.idae.es/uploads/documentos/documentos_10995_Agr12_Agric_con servacion_A2009_1ef06e4a.pdf.
- Giráldez, J. V. (2003). Evolución de las propiedades físicas del suelo y agricultura de conservación. Asociación Española Agricultura de Conservación/Suelos Vivos. Córdoba, (2), 9-14.
- Gregorich, EG & HH Janzen. 1996. Storage of soil carbon in the light fraction and macroorganic matter. Pp. 167-190. En: MR Carter & BA Stewart (eds.) Structure and organic matter storage in agricultural soil. Lewis Publishers. CRC Press. Boca Raton, Florida, EE.UU.
- Moraes, GM; FAX Xavier; ES Mendonca; JA Araujo Filho & TS Oliveira. 2011. Chemical and structural characterization of soil humic substances under agroforestry and conventional systems. Braz. J. of Soil Sci. 35: 1597-1608.
- Nelson, D.W. & Sommer.. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: Page, A L (Ed). Methods of soil analysis. Part 2. American Society of Agronomy. USA, Agronomy 9, pp. 539-579.
- Otero, A; L Rivero; V Gálvez & P Porras. 2003: Aplicación práctica de un Sistema Automatizado a la conservación y mejoramiento de los suelos y del Medio Ambiente en áreas de tabaco de Las Martinas. Informe Primera Etapa, Proyecto PT0317. Instituto de Suelos. Informe Primera Etapa, Proyecto PT0316. Instituto de Suelos; 13 pp.
- Purakayastha, TJ; L Rudrappa; D Singh; A Swarup & S Bhadraray. 2008. Long-term impact of fertilizers on soil organic carbon pools and sequestration rates in maize-wheat-cowpea cropping system. Geoderma 144: 370-378.
- Schwenke, GD; DJ Reuter; RW Fitzpatrick; J Walker & PO Callaghan. 2003. Soil and catchment health indicators of sustainability: case studies from southern Australia and possibilities for the northern grains region of Australia . Aust. J. Exp. Agric 43: 205-222.
- Studdert, G & HE Echverría. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. Soil Sci. Soc. Am. J. 64: 1496-1503.
- USDA, N. (1998). Keys to soil taxonomy. USDA, Washington DC Google Scholar.
- Viglizzo, EF; FC Frank; LV Carreño; EC Jobaggy; H Pereyra; J Clatt; D Pincen & MF Ricard. 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. Glob Chang Biol 17(2): 959-973.

C1P10. ATRIBUTOS FÍSICOS DEL SUELO EN AMBIENTES CON DIFERENTE POTENCIAL DE RENDIMIENTO EN SOJA

Condori, Alicia. A [1*]; Di Mauro, Guido [2]; Bacigaluppo, Silvina[3] y Salvagiotti, Fernando [3].

[1]Agencia de Extensión Rural Totoras INTA. [2]IICAR-CONICET, Facultad de Ciencias Agrarias UNR. [3]EEA INTA Oliveros

*condori.alicia@inta.gob.ar

RESUMEN

La productividad de un cultivo en secano está determinada principalmente por la disponibilidad de agua que depende, entre otras cosas, de la calidad física del suelo. Entre los agricultores altamente tecnificados existe la visión empírica de que los rendimientos de soja comienzan a estancarse anualmente. Esto podría deberse al deterioro de la calidad física de los suelos en producción. El objetivo de este trabajo fue determinar si existen atributos físicos de suelo que determinan ambientes de diferente potencial de rendimiento en la región pampeana norte. Durante 2014 y 2015 se evaluaron 26 lotes sembrados con un único genotipo. Estos lotes se diferenciaron según tipo, historia de uso del suelo, posición en el relieve y rendimientos históricos de cada lote. Se exploró la distribución de los rendimientos, identificando dos grupos: por debajo del percentil 25 (Grupo Mediano Rendimiento, GMR) y por encima del percentil 75 (Grupo Alto Rendimiento, GAR). Se registraron: densidad aparente (DA) a distintas profundidades (0-3,5;3,5-7,5;7,5-15;15-30 cm), resistencia mecánica a la penetración (RMP) con penetrómetro digital hasta los 40 cm de profundidad, infiltración básica (Ib) mediante permeámetro de disco y estabilidad estructural (EE) en los 20 cm superficiales por el método de Le Bisonnais. Dicho método consiste en someter al suelo a tres tratamientos para el cálculo del diámetro medio ponderado de agregados estables (DMP): (i) humectación rápida por inmersión en agua (DMPe); (ii) disgregación mecánica por agitación luego de re-humectación con etanol (DMPd) y (iii) humectación lenta con agua por capilaridad (DMPc). Los atributos físicos fueron analizados mediante ANOVA. El rendimiento promedio fue de 4766 kg ha^{-1}, variando entre 3289 a 5932 kg ha^{-1}. El GMR presentó rendimientos por debajo de 4257 kg ha^{-1}. El GAR mostró rendimientos por encima de 5262 kg ha^{-1}. La DA estuvo dentro de los parámetros normales para estos suelos, tendiendo a incrementarse con la profundidad (1,04-1,23g/cm3). La Ib fue 29% superior en GAR (28,83 mm/h) respecto a GMR (21,94mm/h). Ambos grupos se clasificaron como estables según DMP, no presentando diferencias significativas entre sí. De sus componentes, DMPe fue inferior a DMPc y DMPd, siendo este último, el más elevado de los tres. Sin embargo, solo DMPd mostró diferencias significativas entre grupos (10% mayor en GAR). Estas diferencias entre tratamientos indican que el estallido por acción del aire ocluido sería el principal mecanismo de desagregación en estos suelos y la acción mecánica por impacto de las gotas de lluvia contribuiría en menor grado a la reducción del DMP. En cuanto a RMP, en ambos grupos se detectaron diferencias significativas desde superficie hasta los 30 cm de profundidad. Entre los 10-12,5 cm se presentó la máxima RMP, siendo superior en 20% en GMR (2,5>2,1 MPa) respecto a GAR. Dicho valor superó al considerado como crítico para el crecimiento de las raíces. Nuestros resultados muestran que existen atributos relacionados a la fertilidad física del suelo que diferenciaron grupos de ambientes de distinto potencial de rendimiento en soja. Sin embargo, existen variables climáticas interactuando con la disponibilidad hídrica del cultivo que deberían ser exploradas.

Palabras clave: Estabilidad estructural, fertilidad física, disponibilidad hídrica.

C1P11. CATIONES INTERCAMBIABLES EN SUELO: MÉTODOS CLÁSICOS vs. MÉTODOS INSTRUMENTALES

Cora Jofré, Florencia [1,2;] Perez, Micaela[3]; Kloster, Nanci [3]* y Savio, Marianela [1,2]

[1] Facultad Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa, Av. Uruguay 151, 6300 Santa Rosa, La Pampa, Argentina
[2] Instituto de Ciencias de la Tierra y Ambientales de La Pampa (INCITAP), Mendoza 109, L6302EPA Santa Rosa, La Pampa, Argentina
[3] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), EEA Anguil "Ing. Agr. Guillermo Covas", INTA, ruta Nac. Nº 5 km 580, 6326 Anguil, La Pampa, Argentina.

kloster.nanci@inta.gob.ar

RESUMEN

La evaluación del estado de nutrientes en el suelo es importante por aspectos nutricionales, medioambientales y económicos. Un requerimiento clave para la evaluación de nutrientes es la comparación de resultados obtenidos mediante diferentes métodos de análisis. El análisis de los cationes intercambiables, principalmente Ca, Mg, Na y K, es un indicador importante para evaluar la calidad de los suelos, dado que define la fertilidad y la resistencia a la degradación química. El objetivo de este trabajo fue evaluar la aptitud de diferentes métodos para cuantificar cationes intercambiables en suelo, para lo cual los métodos clásicos de titulación complejométrica y fotometría de llama fueron comparados con espectrometrías de absorción y emisión atómica. Además se validó la aptitud de las espectrometrías de absorción atómica con llama (FAAS) y de emisión atómica con plasma inducido por microondas (MPAES). Se evaluaron los parámetros de exactitud (veracidad y precisión), linealidad, límites de detección y cuantificación, sensibilidad y rango lineal. Para el estudio se utilizaron muestras interlaboratorio del programa PROINSA como materiales de referencia. Los resultados obtenidos entre métodos clásicos e instrumentales no mostraron diferencias significativas. Los resultados del estudio de validación demostraron que ambos métodos de análisis instrumental son aptos para el análisis de cationes intercambiables en suelo. MPAES presenta la ventaja de realizar una determinación directa y simultánea de los elementos, además de su menor costo y no utilización de gases inflamables.

Palabras clave: Absorción atómica, Emisión atómica, Análisis multielemental.

INTRODUCCIÓN

La evaluación del estado de nutrientes en el suelo es importante por aspectos nutricionales, medioambientales y económicos (Conti, 2005). Más aun los estudios de investigación de la evolución de nutrientes en ensayos de larga duración. Un requerimiento clave para la investigación a largo plazo es la repetición exacta del método de análisis original, o el desarrollo de modelos que comparen los resultados de los métodos originales con técnicas modernas (Kucera, *et al*., 2014).

Los iones intercambiables son la porción de iones del suelo enlazados electrostáticamente a la superficie. La saturación de la superficie de las partículas del suelo con cationes básicos es un indicador importante para evaluar la calidad de los suelos, dado que define la fertilidad y la resistencia a la degradación química (Quiroga & Romano, 2012). Calcio (Ca), magnesio (Mg), potasio (K) y sodio (Na) son usualmente los cationes básicos principales dentro de los iones intercambiables.

La selección de un método analítico apropiado para el análisis de cationes intercambiables debería considerar la exactitud de las medidas, las facilidades y equipamiento disponible en el laboratorio, la simplicidad y rapidez del procedimiento. Los métodos clásicos, tales como la titulación complejométrica y la fotometría de llama han sido ampliamente usados para el análisis de los cationes intercambiables en suelos. Sin embargo, han sido progresivamente reemplazados por técnicas instrumentales sofisticadas tales como las espectrometrías atómicas (Sparks *et al*., 1996; Pereira *et al*., 2011; Kucera *et al*., 2014).

Las espectrometrías atómicas son ampliamente utilizadas en química analítica para la detección cualitativa y cuantitativa de elementos, empleando la absorción o emisión de radiación electromagnética por los átomos libres en estado gaseoso (Welz & Sperling, 2007; Butcher & Sneddon, 1998). La espectrometría de absorción atómica de llama

(FAAS) y la espectrometría de emisión atómica acoplada a plasma inductivamente (ICPOES) son probablemente hoy en día las técnicas más robustas para análisis de rutina. Mientras que la FAAS permite analizar un elemento a la vez (Pereiro-García, *et al*., 2013), ICPOES es un método de análisis multielemental, aunque de mayor costo. La espectrometría de emisión atómica con plasma inducido por microondas (MPAES) es una nueva generación de técnicas de plasma generado a partir de nitrógeno, y resulta uno de los métodos analíticos más versátiles en la actualidad. Sus ventajas principales están relacionadas a la detección simultánea multielemental, alta sensibilidad y alto rango de respuesta lineal.

El objetivo de este trabajo es evaluar la aptitud de diferentes métodos para cuantificar cationes intercambiables en suelo. Para ello, los resultados obtenidos por métodos clásicos de titulación complejométrica y fotometría de llama fueron comparados con los obtenidos mediante espectrometrías de absorción y emisión atómica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Reactivos y soluciones

Reactivos de calidad p.a fueron utilizados para preparar todas las soluciones: acetato de amonio, cloruro de lantano, indicador Negro de Eriocromo T, indicador Calcón, ácido etilen-di-amino-tetra-acético (EDTA), hidróxido de sodio, amoníaco. Soluciones estándar certificado Certipure (Merck) y Plasma Cal (Science) 1000 mg L^{-1} se utilizaron para preparar los estándares de trabajo. Muestras y estándares fueron preparados en acetato de amonio 1 mol L^{-1} pH 7, la solución utilizada para extraer los elementos del suelo, adicionando cloruro de lantano 0,1 % como reactivo liberador para Ca y Mg y como supresor de ionización para Na y K en las espectrometrías atómicas.

Muestras de suelo y extracción de cationes intercambiables

Para la comparación de las técnicas analíticas, se utilizaron cinco muestras de suelo secas y tamizadas a 2 mm, correspondientes al Programa Interlaboratorio de Suelos de Argentina (PROINSA), denominadas: 2012, 2013A, 2013B, 2014, and 2015 (PROINSA, 2012; PROINSA, 2013; PROINSA, 2014; PROINSA, 2015).

La extracción de cationes intercambiables se realizó a partir de 2,00 g de suelo, adicionando 10 mL de solución de acetato de amonio 1 mol L^{-1} pH 7. El tubo se agitó en posición horizontal a 180 golpes min^{-1} durante 5 min y se centrifugó. El sobrenadante se filtró con papel de filtro tipo S&S Nº859, colectando el filtrado en un matraz de 50 mL. El procedimiento (agitado, centrifugado y filtrado) se repitió tres veces y luego se llevó a volumen de 50 mL con solución de acetato de amonio.

Instrumental y métodos analíticos para la determinación de cationes

La determinación complejométrica de Ca y Mg se realizó sobre 10 mL de extracto de suelo, al cual se adicionó 4 mL de buffer NH_3/NH_4Cl para obtener pH 10 y una pizca de indicador Negro de Eriocromo T. La determinación de Ca se realizó sobre otra alícuota de 10 mL de extracto, al cual se adicionó 10 mL de NaOH 1 mol L^{-1} para obtener pH 12 y una pizca de indicador Calcón. En ambos casos se tituló con EDTA 0.01 mol L^{-1} empleando una bureta automática con precisión de 0.01 mL, hasta que el indicador viró de color rojo vinoso a azul. La concentración de Mg se determinó por diferencia

La determinación de Na y K se realizó sobre el extracto de suelo por emisión atómica mediante fotometría de llama, empleando un fotómetro de llama Modelo 315 (Metrolab), realizando dilución cuando fuera necesario. La concentración se calculó empleando una curva de calibración para cada elemento (Na 1-12 mg L^{-1} y K 2-10 mg L^{-1}).

Además, para la determinación de Ca, Mg, Na y K se utilizaron dos espectrómetros. Un espectrómetro de absorción atómica PinAAcle 900H (Perkin Elmer), equipado con software Winlab, con el cual Ca y Mg se analizaron en modo absorción con lámpara de cátodo hueco, mientras que Na y K se analizaron en modo emisión, sin uso de lámpara. Se utilizó también un espectrómetro de emisión atómica con plasma inducido por microondas MP4100 (Agilent) realizando la determinación simultánea de los cuatro elementos. Las condiciones instrumentales utilizadas se muestran en la Tabla 1. En ambos equipos se realizaron curvas de calibración con 6 concentraciones de cada elemento, cada una fue preparada en tres réplicas independientes.

Validación de métodos instrumentales: FAAS y MPAES

Una vez optimizado el funcionamiento de los instrumentos se evaluaron los siguientes parámetros a fin de validar la aptitud de los instrumentos para la determinación de Ca, Mg, Na y K: veracidad, precisión, rango de trabajo, límites de detección y cuantificación y sensibilidad (Currie, 1999; Olivieri, 2014). La veracidad de un método analítico expresa la cercanía entre el valor medido y el valor de referencia, en este trabajo se evaluó empleando como valor de referencia las muestras del interlaboratorio PROINSA. Una estimación de la veracidad también se obtuvo a partir del porcentaje de recuperación de cada elemento y a través de la comparación de las dos técnicas instrumentales, FAAS y MPAES. La precisión se evaluó a partir de la desviación estándar relativa de las muestras de referencia analizadas por triplicado. La linealidad de cada método se estudió a partir del coeficiente de correlación lineal (R^2) (aceptable R^2>0,99). Los límites de detección (LOD) y cuantificación (LOQ) se obtuvieron de acuerdo a las recomendaciones de la IUPAC, expresados en unidades de concentración que se derivan de la curva de calibración. El LOD se estima a partir del nivel de señal promedio y las desviaciones estándar para mediciones repetidas de una muestra blanco, considerando la medida de la señal y la desviación estándar. La sensibilidad de la calibración se expresó como la pendiente de la curva de calibración, lo cual indica el cambio en la respuesta analítica en relación al cambio en la concentración (Danzer & Currie, 1998).

Tabla 1. Condiciones instrumentales seleccionadas para el análisis mediante espectrometrías atómicas.

Parámetro	**Ca**	**Mg**	**Na**	**K**
	Espectrometría de absorción / emisión atómica (FAAS)			
λ (nm)	422,67	285,21	589,00	766,49
Ancho slit (nm)	0,7	0,7	0,2	0,7
Intensidad (mA)	15	15	-	-
Llama	Acetileno-aire	Acetileno-aire	Acetileno-aire	Acetileno-aire
Modo	absorción	absorción	emisión	emisión
	Espectrometría de emisión atómica con plasma acoplado (MPAES)			
λ (nm)	422,67	285,21	589,59	766,49
Flujo de aire	alto	medio	alto	Alto
Posición de visualización	0	0	0	10
Presión del nebulizador (kPa)	240	160	240	240

Análisis estadístico

Los análisis estadísticos se realizaron empleando el software Microsoft Office Excel 2007 e INFOSTAT (Di Rienzo, *et al*., 2015). La comparación de varianzas de Fisher se aplicó para evaluar homogeneidad de los datos. Las calibraciones se realizaron ajustando las líneas con el criterio de mínimos cuadrados y el intervalo lineal se evaluó mediante test F. Diferencias significativas entre tratamientos se analizaron por comparación de medias aplicando un test t. Todos los test fueron evaluados a 95 % de nivel de confianza.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Comparación de técnicas para la cuantificación de cationes intercambiables

La Figura 1 muestra la comparación de los resultados obtenidos para Ca, Mg, Na y K, en las muestras de referencia (PROINSA), mediante titulación complejométrica, fotometría de llama, FAAS y MPAES. No hubo diferencia significativa en la determinación de Ca entre los valores de referencia y las concentraciones halladas mediante FAAS y MPAES. En todos los casos se observó que los valores determinados por titulación son más altos que por espectrometrías atómicas. La muestra 2014 exhibe diferencia significativa entre las concentraciones encontradas por titulación y FAAS.

Aunque los resultados entre métodos difieren, éstos no muestran diferencia significativa con el valor asignado a cada muestra de referencia.

En el análisis de Mg, la titulación siempre arrojó resultados más bajos que las espectrometrías, excepto para la muestra 2014 (Figura 1). Estas diferencias en la concentración de Mg, junto con la concentración más alta de Ca obtenida por titulación, indican una pobre separación del Mg. Se observó una mayor dispersión con el uso del método titulométrico, lo cual puede ser asociado a las interferencias del método (PROINSA, 2012; PROINSA, 2013; PROINSA, 2014; PROINSA, 2015). Dado que las espectrometrías atómicas determinan solo el elemento como átomo simple, a una longitud de onda específica, la concentración obtenida de este modo es la más cercana al valor verdadero en la muestra. Sin embargo, no hay diferencias significativas entre los resultados de los métodos estudiados y los valores asignados a las muestras de referencia para Mg al nivel de significancia estudiado.

La concentración de Na intercambiable no mostró diferencias significativas entre los valores asignados y las espectrometrías atómicas (Figura 1). Los resultados son los esperados ya que todos los métodos determinan la emisión del elemento. Para la determinación de Na en los interlaboratorios, se obtuvo una alta desviación estándar, lo cual se asoció a la baja concentración del elemento en las muestras. Por lo cual el estudio del análisis de Na intercambiable debería profundizarse para reducir la variabilidad en el valor asignado a las muestras. En este estudio se encontró que la dispersión en los tres métodos evaluados fue menor que la observada en el PROINSA.

El análisis de K intercambiable por fotometría de llama y espectrometrías atómicas no mostró diferencias significativas (Figura 1). Todos los resultados están dentro de las desviaciones asignadas a cada muestra de referencia, lo cual indica que los métodos son comparables para el análisis de K intercambiable.

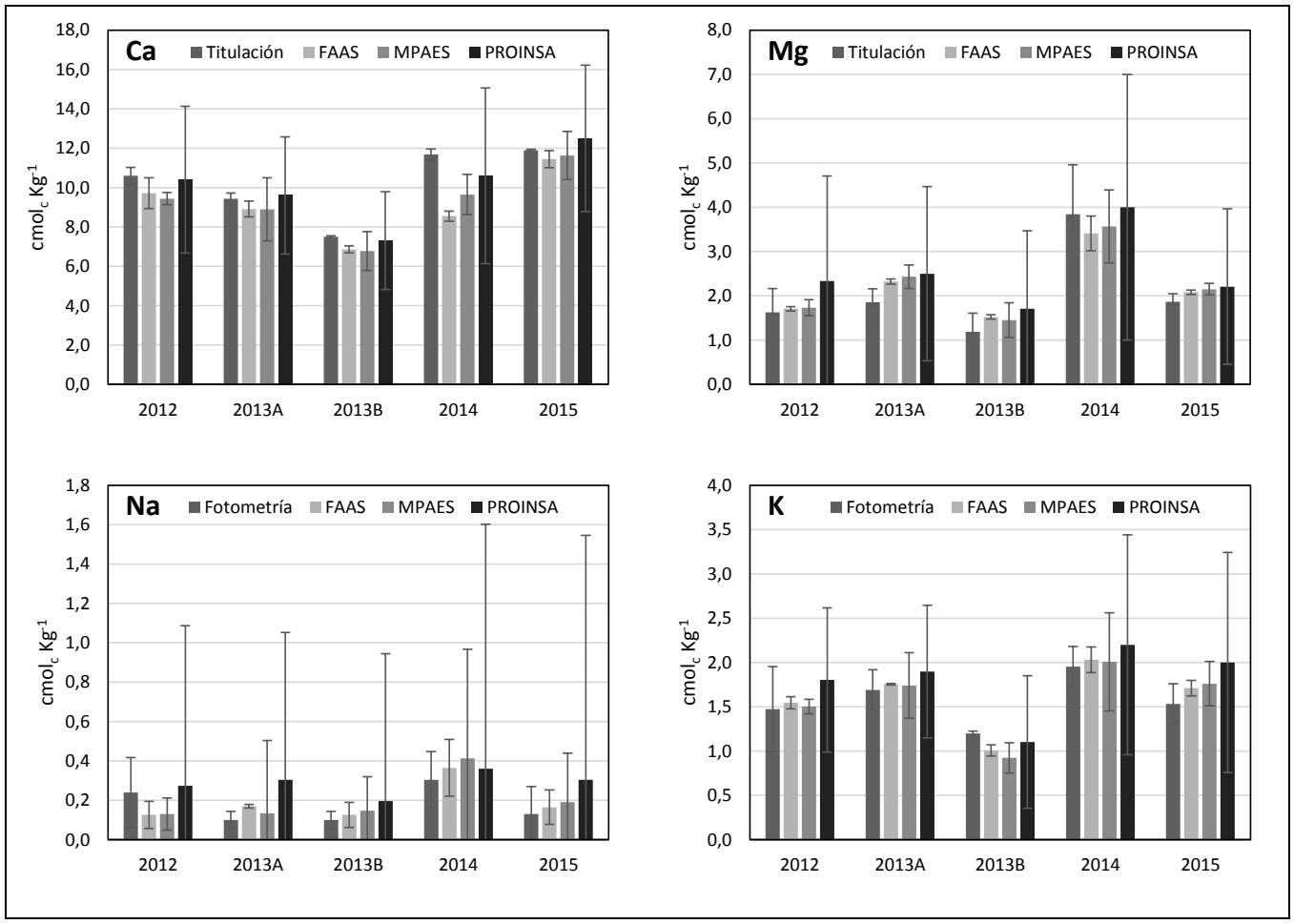


Figura 1. Métodos clásicos vs. instrumentales en la determinación de Ca, Mg, Na y K intercambiables en suelo.

Validación de métodos: FAAS y MPAES

La veracidad obtenida por comparación con las muestras de referencia indica que las concentraciones obtenidas mediante FAAS y MPAES para Ca, Mg, Na y K no muestran diferencias significativas (Figura 1). La recuperación se halló dentro del criterio aceptado de 85 a 115 %, excepto para el Na, que presentó una alta dispersión en el valor de referencia asignado debido a la baja concentración de analito en las muestras (Tabla 2). Los resultados de la veracidad determinada por comparación de las dos técnicas instrumentales se muestran en la Figura 2, empleando un gráfico de correlación donde cada punto representa una muestra simple analizada por ambos métodos. Si cada muestra arroja un resultado idéntico por ambas técnicas, la línea de regresión tendría una ordenada al origen igual a 0 y una pendiente y coeficiente de correlación igual a 1. Los resultados obtenidos en este estudio se aproximan a la recta ideal (y=x). La precisión de ambos instrumentos arrojó resultados dentro del criterio de aceptación DER$\leq$10%.

Ambos métodos alcanzan los criterios de aceptación establecidos para el parámetro linealidad ($R^2 \geq 0,99$), aunque MPAES tiene un mayor rango dinámico lineal que FAAS (Tabla 2), lo cual es ventajoso dado que reduce la necesidad de realizar diluciones previas a la lectura de los extractos de suelo. En todos los casos MPAES arrojó mejores LODs que FAAS. Esto se corresponde con la bibliografía que indica que en general los valores LODs en MPAES son mejores que en FAAS, comparables con técnicas de ICP pero más altos que los obtenidos mediante ICPMS (Ozbek & Akman, 2016; Niedzielski, *et al*., 2015).

Tabla 2. Parámetros de validación para el análisis de Ca, Mg, Na y K empleando FAAS y MPAES.

Equipo	Analito	Pendiente *	Intercepto -y*	R^2	Sensibil. analítica	LOD ($cmol_c\ Kg^{-1}$)	LOQ ($cmol_c\ Kg^{-1}$)	Recuperación (%)	DER (%)	Rango ($cmol_c\ Kg^{-1}$)
FAAS	Ca	0,0559	-0,0002	0,999	21,4	$1x10^{-3}$	$5x10^{-3}$	90,5	2,37	0,63
	Mg	0,78	-0,02	0,999	55,9	$2x10^{-3}$	$7x10^{-3}$	87,0	6,91	0,05
	Na	8705,2	206,9	0,999	64,6	$1x10^{-4}$	$4x10^{-4}$	69,3	0,29	0,05
	K	15339,4	1300,2	0,998	18,7	$6x10^{-4}$	$2x10^{-3}$	89,5	0,20	0,03
MPAES	Ca	112510,3	-8222,3	0,999	2,3	$6x10^{-4}$	$2x10^{-3}$	92,0	0,33	1,25
	Mg	144662,8	2466,3	0,099	3,2	$6x10^{-5}$	$2x10^{-4}$	88,6	0,48	2,08
	Na	131076,0	-11236,9	0,999	2,3	$3x10^{-5}$	$5x10^{-3}$	70,9	0,98	1,09
	K	64052,6	-133,6	0,998	5,5	$3x10^{-5}$	$1x10^{-4}$	87,5	0,59	0,64

*El número de dígitos significativos está en función de la respuesta generada por el equipo para cada elemento.

La sensibilidad es un parámetro relevante para comparar métodos diferentes dentro de un mismo rango de concentraciones. Como puede verse en la Tabla 2, la sensibilidad analítica en FAAS es un orden de magnitud más alta que en MPAES, lo cual podría ser atribuido al menor ruido en la señal del equipo FAAS.

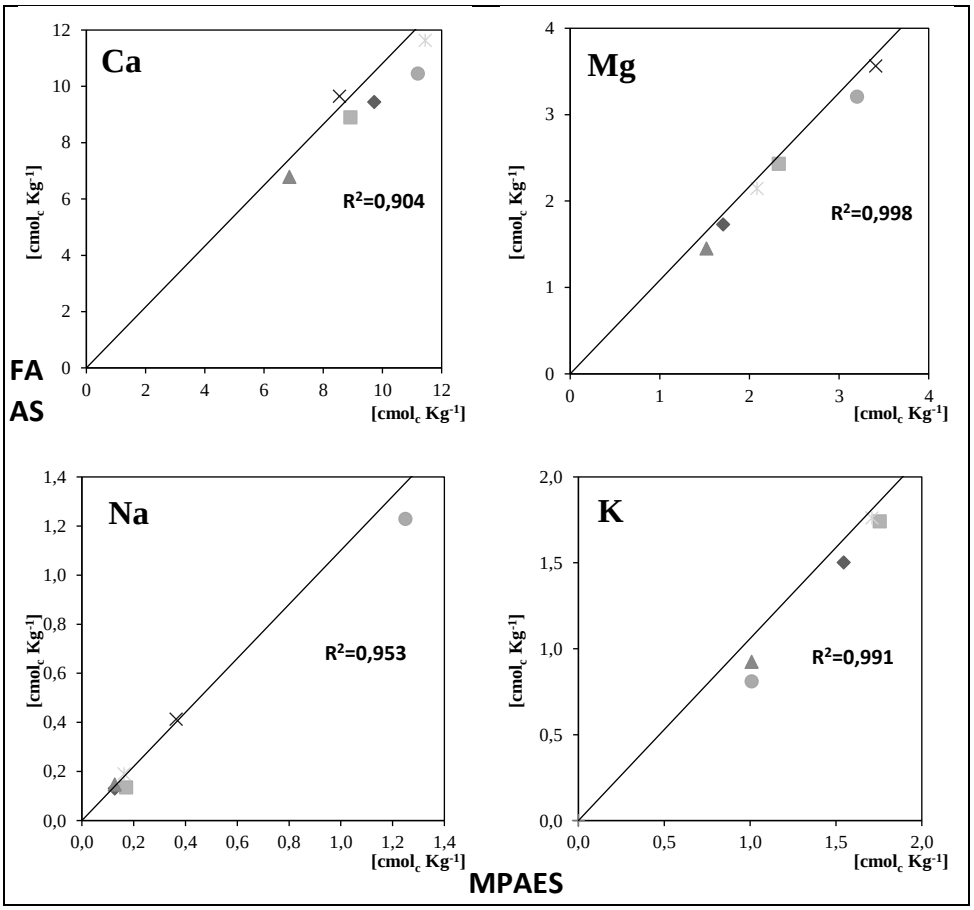


Figura 2. Comparación de métodos instrumentales, FAAS vs. MPAES, en la determinación de Ca, Mg, Na y K. La línea representa la recta y=x.

CONCLUSIONES

A partir de los resultados obtenidos en este trabajo se concluye que los métodos instrumentales pueden efectivamente reemplazar a los métodos clásicos/convencionales para la determinación de cationes intercambiables en suelos, Ca, Mg, Na y K. Basados en la buena performance de FAAS y MPAES obtenida a partir del protocolo de validación propuesto, ambos métodos analíticos pueden ser utilizados indistintamente para la determinación de cationes intercambiables en suelo.

El método empleando MPAES, es una alternativa al análisis mediante FAAS, de mayor simplicidad, rapidez y simultaneidad en el análisis. Dado que posee un mayor rango lineal, tiene además la ventaja de disminuir la dilución de muestras muchas veces requerida en el análisis de cationes intercambiables en suelos. Por otro lado, en lo que a instrumental se refiere, MPAES tiene la ventaja de su menor costo en las lecturas, además de que no utiliza gases tóxicos o inflamables como el FAAS, y el plasma es generado con nitrógeno, a partir de un generador de nitrógeno desde el aire.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a las instituciones que financiaron el trabajo: UNLPam, INTA, ANPCYT, CONICET.

BIBLIOGRAFÍA

- Butcher, DJ & J Sneddon. 1998. A Practical Guide to Graphite Furnace Atomic Absorption. En: JD Winefordner (Ed.). A Chemical Analysis: A Series of Monographs on Analytical Chemistry and Its Applications. John Wiley and Sons, Inc. New York.
- Conti, ME. 2005. Intercambio de iones. En: Principios de edafología con énfasis en suelos argentinos. pp 201-212. Editorial Facultad de Agronomía UBA. Buenos Aires.
- Currie, LA. 1999. Nomenclature in evaluation of analytical methods including detection and quantification capabilities (IUPAC Recommendations 1995). Anal Chim Acta 31:105-126.

- Danzer K & LA Currie. 1998. Guidelines for calibration in analytical chemistry. Part I. Fundamentals and single component calibration. Pure Appl. Chem. 70:993-1014.
- Di Rienzo, J; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2015. Infostat versión 2015. Grupo Infostat, FCA, UNC, Argentina.
- Kucera, A; J Sikl; F Oulehle; P Samonil, K Marosz; R Hleb; J Houska & J Hruska. 2014. Comparison of modern and traditional methods of soil sorption complex measurement: the basis of long-term studies and modelling. Ekológia (Bratislava) 33(1):48-59.
- Niedzielski, P; L Kozaka; M Wachelkaa; K Jakubowski & J Wybieralska. 2015. The microwave induced plasma with optical emission spectrometry (MIP–OES) in 23 elements determination in geological samples. Talanta 132:591-599.
- Olivieri, AC. 2014. Analytical Figures of Merit: From Univariate to Multiway Calibration. Chemical Reviews 114:5358-5378.
- Ozbek, N & S Akman. 2016. Microwave plasma atomic emission spectrometric determination of Ca, K and Mg in various cheese varieties. Food Chem. 192:295-298.
- Pereira, CM; CA Neiverth; S Maeda; M Guiotoku & L Franziscon. 2011. Complexometric titration with potenciometric indicator to determination of calcium and magnesium in soil extracts. R. Bras.Ci. Solo 35:1331-1336.
- Pereiro-García, R; JM Andrade-Garda; AS Medel; J Costa Fernandez; X Tomas-Morer; J Ferré-Baldrich; L Fernández-Ruano; M Gómez-Carracedo; R Boqué-Martí & L González-Sabaté. 2013. Basic Chemometric Techniques in Atomic Spectroscopy. Royal Society of Chemistry.
- PROINSA. 2012. Ronda interlaboratorio para análisis de suelos agropecuarios. pp115.
- PROINSA, 2013. Ronda interlaboratorio para análisis de suelos agropecuarios. pp 76.
- PROINSA, 2014. Ronda interlaboratorio para análisis de suelos agropecuarios. pp 133.
- PROINSA, 2015. Ronda interlaboratorio para análisis de suelos agropecuarios. pp 115.
- Quiroga, A & N Romano. 2012. El sistema suelo y características del intercambio de iones. pp. 11-18. En: A Quiroga & A Bono (Eds.) Manual de fertilidad y evaluación de suelos. Ediciones INTA.
- Sparks, DL; AL Page; PA Helmke & RH Loeppert (Eds.). 1996. Methods of Soil Analysis Part 3 - Chemical methods. Soil Science Society of America, American Society of Agronomy, Madison WI.
- Welz, B & M Sperling (Eds.). 2007. Frontmatter, Atomic Absorption Spectrometry. Verlag GmbH: Wiley-VCH.

C1.P12. EFECTO DE LA ALTITUD SOBRE PROPIEDADES DEL SUELO EN LA PUNA CATAMARQUEÑA

De Bustos, M.E.*[(1)] ; Quiroga, E.[(1)] ; Biurrum, F.[(2)]; Aguero, W.[(2)]; Ahumada, R.[(1)]; Álvarez; S.[(1)]

[(1)] INTA, EEA-Catamarca, Argentina. Ruta Provincial Nº 33 Km. 4,5 (4705). [(2)] INTA, EEA-Chamical, La Rioja, Argentina. *Email: debustos.maria@inta.gob.ar

RESUMEN

La Puna es una gran unidad morfoestructural de relieve interno poco marcado, con bordes elevados a continuación del Altiplano Peruano-Boliviano y termina en Catamarca un poco más al norte del paso San Francisco. Es conocido el hecho de que a medida que aumenta la altura, disminuye la temperatura y el oxígeno del aire, y en consecuencia disminuye la presencia de vegetación en los sitios. La vegetación y los organismos vivos junto a las precipitaciones, son fundamentales para lograr el desarrollo de los suelos. El objetivo del presente trabajo fue estudiar el efecto de la altura sobre algunas propiedades del suelo en la Puna de Catamarca. Para lograrlo, se realizaron muestreos de suelo a lo largo de la localidad de Laguna Blanca (Antofagasta de la Sierra), hasta llegar al volcán Galán (Belén). Las variables analizadas fueron: pH; conductividad eléctrica (CE); carbono orgánico (CO); materia orgánica (MO); carbonatos; arena, limo y arcilla. Se realizó un análisis multivariado de componentes principales. Los resultados muestran que la altura condiciona la presencia de organismos vivos en los sitios y este es un factor importante para el desarrollo de los suelos, encontrándose texturas más finas a menor altura, y asociado a ello mayor presencia de materia orgánica en el suelo. La presencia de carbonatos se asocia con el mayor pH en suelos de la puna y es independiente de la altura.

Palabras claves: Factores formadores; caracterización de sitios; relevamiento de suelo.

INTRODUCCIÓN

La Puna es una gran unidad morfoestructural de relieve interno poco marcado, con bordes elevados; continuación del Altiplano Peruano-Boliviano y termina en Catamarca un poco más al norte del paso San Francisco. La misma está recorrida por una serie de cordones montañosos con depresiones, y en cuyo centro es frecuente encontrar lagunas o salares. Otro rasgo del relieve puneño es la presencia ocasional de conos volcánicos que alcanzan gran altura (Morláns, 1995).

Existen cinco factores que predisponen a la formación de un suelo, ellos son: el clima, los organismos, el relieve, la roca madre y el tiempo. Recientemente, se suma el efecto del manejo del hombre. Es conocido que las precipitaciones y las temperaturas varían con la latitud y la altitud; en este mismo sentido, el relieve influye sobre el clima y la vegetación, siendo más notorio el efecto en zonas donde dependen de la altitud sobre el nivel del mar (Pascale, 2005).

La altitud es la distancia vertical que existe entre un punto de la tierra y el nivel del mar y se expresa en metros (RAE, 2017). A medida que aumenta la altura, disminuye la temperatura y el oxígeno del aire, y en consecuencia disminuye la presencia de vegetación en los sitios. La vegetación y los organismos vivos junto a las precipitaciones, son fundamentales para lograr el desarrollo de los suelos (Navarro García & Navarro García, 2013).

El objetivo del presente trabajo fue estudiar el efecto de la altura sobre algunas propiedades del suelo en la Puna de Catamarca.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para lograr este trabajo, se realizaron muestreos de suelo a lo largo de la localidad de Laguna Blanca (departamento de Belén) hasta llegar al volcán Galán (departamento Antofagasta de la Sierra). Los muestreos fueron sistemáticos aproximadamente cada 100 metros sobre el nivel del mar, desde los 3100 msnm hasta los 4700 msnm. La profundidad de muestreo fue 0-20 cm y 20-40 cm donde el suelo lo permitió.

Para interpretar los datos se usó un análisis multivariado de componentes principales donde la altura sobre el nivel del mar fue el criterio de clasificación, para las diferentes variables respuestas seleccionadas. Las variables respuestas fueron: potencial hidrógeno (pH; suspensión 1:2,5); conductividad eléctrica (CE, dS/m; extracto de pasta saturada);

carbono orgánico (CO, g/kg; Walkley & Black); materia orgánica (MO, %; usando el factor de Vam Bemmelen); carbonatos (ácido clorhídrco al 10 %); arena (%), limo (%) y arcilla (%) (Bouyocos modificado) (Chapman & Pratt, 1973). El sofware estadístico utilizado para el análisis de los datos fue InfoStat, (Di Rienzo *et al*., 2012).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados muestran que los dos primeros ejes del análisis de componentes principales explicaron el 74,6% de la variabilidad total de los datos (figura 1), siendo el 47,7% explicado por el primer componente principal (PC1, eje vertical). Así mismo, el CP1 muestra una asociación positiva (a la derecha) entre el porcentaje de arcilla y limo de un suelo con el contenido de MO y CO. Estos resultados concuerda con los resultados obtenidos por Álvarez & Steinbach (2006); Galantini et al. (2008); Navarro García & Navarro García (2013). Sin embargo, en la Puna catamarqueña esta asociación se da en general en suelos ubicados a alturas menores a 3500 msnm.

Por otra parte, hay una ligera asociación positiva entre la CE y el contenido de arcilla de los suelos, sin superar valores de 0,5 dS/m. Al respecto, Conti (2005) explica que el aumento del contenido orgánico en los suelos y las arcillas, mejoran la capacidad de intercambio catiónico del sistema suelo, y probablemente a ello se deba el aumento de la CE en el extracto evaluado.

En oposición (a la izquierda), se observa que los suelos ubicados a alturas mayores a 3500 msnm en general, presentan texturas más gruesas y esto se asocia al % de arena presente. Hay una ligera asociación entre la presencia de carbonatos y aumento del pH con la presencia de arena. Resultados semejantes fueron obtenidos por Delgado y Gomero (1988), en el margen continental peruano; pero se contrapone a lo obtenido por Quiroga et al., (2011) en Catamarca.

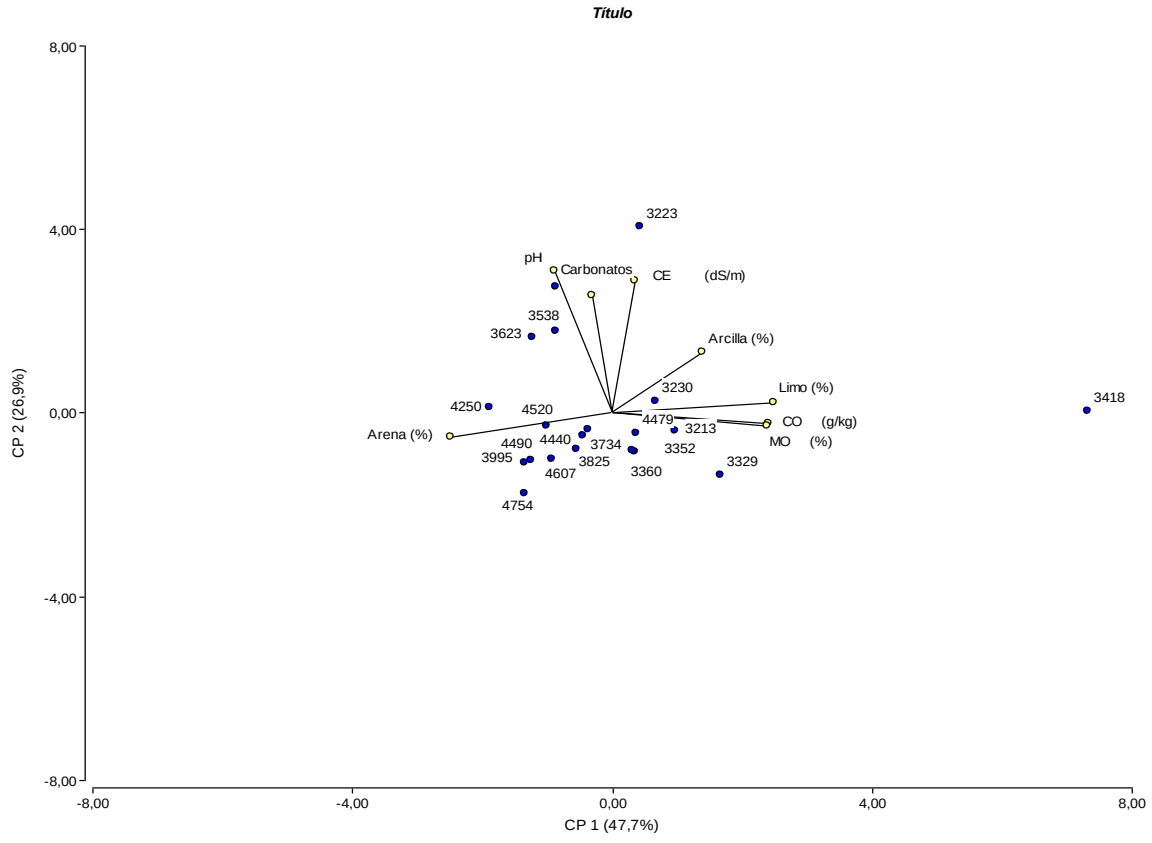


Figura 1: Análisis de componentes principales para las variables de suelo (pH, CE, carbonatos, % Arcilla, % Limo, % Arena, % Materia orgánica, Ca en cada sitio. Los puntos no asociados a líneas, corresponden la altura sobre el nivel del mar de los sitios de muestreo.

Quiroga et al., (2011) expresa en su trabajo realizado en Laguna Blanca-Belén, que la altitud se relacionó negativamente con el pH, y en menor medida con los carbonatos y la CE. Al respecto, el CP2 (horizontal) explicó el 26,9 % de la variabilidad observándose que el pH, la CE y la presencia de carbonatos, no están asociados a la altura y se relacionan levemente de manera inversa a la presencia de materia orgánica del suelo.

CONCLUSIONES

La altura condiciona la presencia de organismos vivos en los sitios y este es un factor importante para el desarrollo de los suelos, encontrándose texturas más finas a menor altura, y asociado a ello mayor presencia de materia orgánica en el suelo. La presencia de carbonatos se asocia con el mayor pH en suelos de la puna y es independiente de la altura.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, R. & H. Steinbach. 2006. Factores climáticos y edáficos reguladores del nivel de materia orgánica. En: Materia Orgánica: Valor agronómico y dinámica en los suelos pampeanos (31-40 pág). Editorial Facultad de Agronomía. Buenos Aires, Argentina. 206 pp.
- Chapman, H. & P. Pratt. 1973. Métodos de análisis para suelos, plantas y aguas. Editorial Trillas. México. 195 pp.
- Conti, M. 2005. Intercambio de iones. En: Principios de edafología con énfasis en los suelos argentinos (200-211 pág). Editorial Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Argentina. 430 pp.
- Delgado, C. & R. Gomero. 1988. Textura, carbono orgánico y carbonatos de los sedimentos del margen continental peruano. En: Recursos y dinámica del ecosistema de afloramiento peruano. Instituto del Mar del Perú Boletín: Callao, Perú. 10 pp.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión 2012. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar.
- Galantini, J., Iglesias, J., Landriscini, M., Suñer, L. & G. Minoldo. 2008. Calidad y dinámica de las fracciones orgánicas en sistemas naturales y cultivados. En: Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina (71-95 pág). Editorial de la Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca. 308 pp.
- Navarro García, G. & S. Navarro García. 2013. Química Agrícola: Química del suelo y de los nutrientes esenciales para las plantas. Editorial MundiPrensa. España. 492 pp.
- Morláns, M.C. 1995. Regiones naturales de Catamarca: provincias geológicas y provincias fitogeográficas. Rev. C y T UNCa Nº 2.
- Pasclae, C. 2005. Factores formadores de suelo. En: Principios de edafología con énfasis en los suelos argentinos (117-132 pág.). Editorial Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Argentina. 430 pp.
- Quiroga, E., Biurrum, F., Agüero, W., Nakamatsu, V., Puriccelli, M. & M. Rojas. 2011. Relationship between soil parameters, altitude and plant communities in Laguna Blanca valley, argentine Puna. 9th International Rangeland Congress held in Rosario, Santa Fe, Argentina, April 2-8, 2011 are available on CD-Rom.
- Real Academia Española (RAE). 2017. http://dle.rae.es/?w=diccionario visitado: 18/08/2017.

C1P13. COMPACTACIÓN EN SUELOS DE TEXTURA ARENOSA. EFECTO DE LA GRADUACIÓN DE LAS ARENAS

de Dios Herrero, Juan M.[1]; Colazo, Juan C.[1] y Buschiazzo, Daniel E.[2]

[1]INTA EEA San Luis. Rutas Nac. 7 y 8. Villa Mercedes, San Luis. Argentina. dediosherrero.juan@inta.gob.ar

[2]INCITAP (CONICET – UNLPam).

RESUMEN

Los objetivos de este trabajo fueron: i) analizar el efecto del contenido de carbono orgánico y la textura sobre la densidad aparente máxima en suelos arenosos cultivados y sin cultivar, y ii) determinar el efecto del coeficiente de uniformidad de arenas en la compatibilidad de los suelos. El estudio fue realizado en 11 sitios de la provincia de San Luis. Por triplicado se tomaron muestras en dos situaciones de manejo de suelo: Cultivados (C) y sin Cultivar (SC). En ellas determinamos el contenido de carbono orgánico (Walkley & Black), la textura (método de la pipeta) y la densidad aparente máxima (Test Proctor). Con las fracciones de arena calculamos el coeficiente de uniformidad. El mismo fue utilizado para agrupar los suelos en función de características similares. Los resultados fueron analizados mediante una prueba-t (=0,05) y regresiones simples. Al analizar en conjunto todos los suelos C, la DA Máxima (DAMax) se relacionó débilmente con la textura, sin embargo cuando se separaron según CU, se distinguieron dos poblaciones de suelos, de los cuales se compactaron en mayor medida aquellos con arenas bien graduadas. DAMax fue mejor explicada por la textura en los suelos C que en los SC. En los suelos C, mejoró el ajuste de las ecuaciones de regresión cuando se agruparon los suelos en función de CU, DAMax aumentó linealmente con el incremento de partículas finas (L+A). Los suelos SC con mayores contenidos de COT que C (P<0,05) reflejaron mejor la correlación con DAMax. Se verificó el efecto de la graduación de las arenas en los dos manejos, en ambos casos se compactan más los suelos cuando la graduación de las arenas es más uniforme en todo el rango.

Palabras claves: Compactibilidad, coeficiente de graduación, densidad aparente máxima

INTRODUCCIÓN

La compactación de suelos agrícolas es uno de los procesos degradativos que más afecta la producción de cultivos en muchos suelos del mundo (Tim Chamen *et al*., 2015). Una forma de determinar la compactación del suelo es la densidad aparente máxima (DAMax), la cual puede ser determinada mediante el test estándar de Proctor, diseñado inicialmente para trabajos de ingeniería civil (Proctor, 1933) y ampliamente utilizado en la actualidad en distintas situaciones de manejo de suelos, como forestales (Krzic *et al*., 2004) o agrícolas (Wagner *et al*., 1994; Blanco-Canqui *et al*., 2009).

La compactación del suelo es afectada por factores intrínsecos, como por ejemplo el contenido de materia orgánica, en general se ha comprobado que la densidad aparente máxima disminuye con el aumento del contenido de carbono orgánico (Thomas *et al*., 1996; Quiroga *et al*., 1999; Díaz Zorita & Grosso, 2000; Blanco-Canqui *et al*. 2009). Por otro lado, Aragón *et al*. (2000) observaron que al agrupar los suelos el coeficiente de determinación (R^2) aumenta, sugiriendo el efecto de otras variables en el ajuste de la regresión entre DAMax y el carbono orgánico total (COT). Con respecto a la textura del suelo se han encontrado resultados disímiles en la bibliografía en cuanto a la relación a su efecto sobre DAMax. Reichert *et al*. (2009), en un rango textural amplio de suelos, encontraron que la densidad aparente máxima disminuye en función del aumento del contenido de limo+arcilla. Mientras que Nhantumbo *et al*. (2006) y Keller *et al*. (2010) desarrollaron modelos cuadráticos, demostrando que a contenidos bajos de limo+arcilla la densidad aparente máxima aumenta conforme aumenta limo+arcilla hasta un cierto valor máximo a partir del cual comienza a disminuir.

El cálculo de parámetros obtenidos a partir de la distribución de las partículas granulométricas y su relación con la compactación de los suelos está poco estudiada, Keller *et al*. (2010) plantearon la aplicación del modelo de Rosin–

Rammler, el cual contempla dos parámetros, uno de homogeneidad en la distribución de las partículas (β) y otro sobre el predominio de un tamaño de partícula determinado (α). Estos autores encontraron una relación entre la densidad aparente de referencia con α pero no con β. Para Schjonning & Thomsen (2013) estos coeficientes parecen ser menos importantes en la estimación de la densidad aparente que el contenido de COT. Estos estudios han utilizado el total de las partículas granulométricas del suelo, incluyendo el contenido de arenas totales, limo y arcilla. Existen pocos estudios que analicen el efecto que tiene la graduación de las arenas del suelo en la compactación, la cual juega un rol importante en la DAMax (Arvelo Guerrero, 2004). Este autor encontró que suelos con el mismo contenido de partículas finas y con una graduación uniforme de arenas presentan mayor DAMax que aquellos con una pobre graduación.

En la provincia de San Luis, en donde prevalecen los suelos arenosos, no existe suficiente información acerca de la compactibilidad de los suelos y de los factores que afectan su desarrollo. Trabajos realizados en la pampa húmeda dan cuenta del efecto de limos de baja densidad (Cosentino & Pecorari, 2002) o de limos totales (Aragón *et al*. 2000), partículas que no predominan en estos suelos. Es por ello que los objetivos de este trabajo fueron: i) analizar el efecto de las propiedades edáficas como el contenido de carbono orgánico y la textura sobre la compactibilidad en suelos cultivados y sin cultivar con altos contenidos de arena y ii) determinar el efecto del coeficiente de uniformidad de arenas en la compatibilidad de los suelos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio fue realizado en suelos de la provincia de San Luis. Se tomaron muestras de sitios de dos situaciones de manejo de suelo; a) Sin Cultivar (SC), ecosistema caracterizado por la presencia de un estrato arbóreo dominado por Caldén, algarrobo o chañar, en una condición de mínimo disturbio sometido ocasionalmente a ganadería extensiva y nunca labrado, y b) Cultivados (C), suelos cultivados con labranza de siembra directa o convencional (rastra de disco y arado rastra).

Se tomaron muestras de suelo por triplicado en cada sitio de los primeros 20 cm de profundidad, luego de ser secadas al aire y tamizadas por tamiz de 2 mm se determinó el contenido de carbono orgánico (COT) con el método de Walkley & Black, (Nelson & Sommers, 1996). La composición granulométrica se determinó por el método de la pipeta de Robinson (Gee & Or, 2002). La distribución de las fracciones de arenas se realizó por medio de tamizado resultando las siguientes fracciones: 50-75 µm, 75-100 µm, 100-250 µm, 250-500 µm, 500-1000 µm y 1000-2000 µm. Luego se determinó el coeficiente de uniformidad (CU) a partir de la relación de los porcentajes acumulados de cada fracción en función del tamaño de cada una (Fig. 1). El cálculo de CU se realizó mediante la siguiente ecuación:

$$CU = \frac{d_{60}}{d_{10}}$$

Donde d_{10} es el diámetro de partículas correspondiente al 10 % del acumulado y d_{60} es el diámetro de partículas correspondiente al 60 % del acumulado.

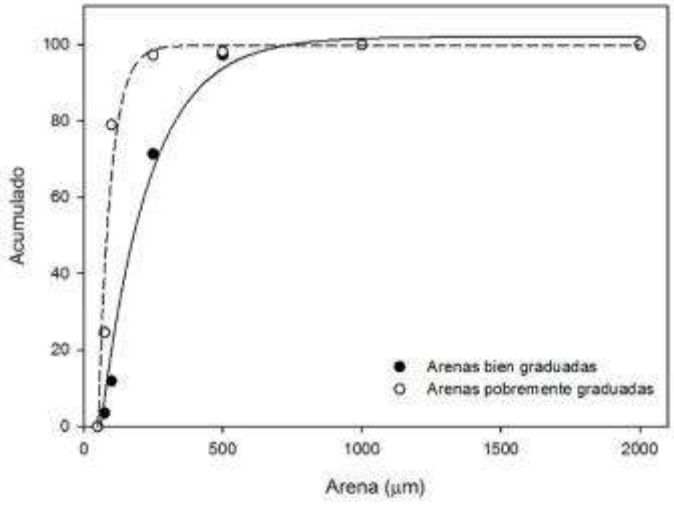


Fig 1. Relación entre el tamaño de las partículas de arena (µm) y la distribución acumulada de las partículas.

La densidad aparente máxima (DAMax) fue determinada usando el test estándar de Proctor (Proctor, 1933; ASTM, 2000). Las muestras de suelo fueron secadas al aire y luego pasadas a través del tamiz de diámetro de 4,75 mm. Con una constante energía de compactación en un rango determinado de humedad, la densidad aparente máxima (DAMax) se logra con un determinado contenido de humedad que se conoce como contenido de humedad crítico.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El contenido de COT fue 76% mayor en SC que en C (Tabla 1) (P<0,05), mientras que la textura fue similar. Por otro lado DAMax fue 9,4% mayor en C que en SC (P<0,05), similar tendencia fue la encontrada por Quiroga *et al*. (1999) comparando suelos similares, relacionando esta tendencia a la disminución del COT por efecto de la agricultura.

Tabla 1: Contenidos medios de carbono orgánico total (COT), limo, arcilla, arena, densidad aparente máxima (DAMax) y coeficiente de uniformidad (CU) en suelos cultivados (C) y sin cultivar (SC).

Manejo	COT	Limo	Arcilla	Arena	DAMax	CU
			g kg^{-1}		Mg m^{-3}	
C (n=33)	6,02*	151	105	744	1,51*	1,92*
SC (n=27)	10,6	171	96	732	1,38	1,75

* significa diferencias estadísticas entre manejos (5%)

El CU medido en C fue de 1,76 y 2,05 para los suelos de arenas pobremente graduadas y bien graduadas respectivamente (P<0,05), por otro lado para los suelos SC los valores fueron 1,49 y 2,07 para los suelos de arenas pobremente graduadas y bien graduadas respectivamente (P<0,05). En los suelos C existió una relación lineal y negativa entre la DAMax y COT (tabla 2), como se ha registrado con anterioridad Thomas *et al*. 1996; Aragón *et al*. 2000). Como se observa en la tabla 2, el ajuste entre DAMax y COT es bajo (R^2= 0,14) e inferior a los encontrados en otros trabajos:

Keller *et al*. (2010), en un rango de COT equivalente (R^2 = 0,38), Blanco Canqui *et al*. (2009) estudiando suelos agrícolas encontró valores similares (R^2 = 0,45), y algunos casos superiores a estos como Díaz Zorita *et al*. (2000) (R^2=0,75). Este resultado sugiere que la falta de ajuste en estos suelos se deba a otros factores a tener en cuenta. Al separar los suelos respecto a la uniformidad de las arenas, en aquellos con las arenas pobremente graduadas, mejoró el ajuste (R^2 = 0,32) asemejándose a las encontradas en la bibliografía. En los suelos SC se encontró una fuerte relación entre DAMax y COT (R^2 = 0,69), que en los suelos con arenas pobremente graduadas es mayor (R^2 = 0,88). Al comparar los suelos SC de los dos tipos de arena se observa que en los suelos con arenas bien graduadas DAMax es 6% que en suelos de arenas pobremente graduadas para un mismo valor de COT.

Al analizar todos los suelos C, la DAMax se relacionó débilmente con la textura (Tabla 2), como ha descripto Ball *et al*. (2000) al relacionar DAMax y el contenido de arcilla. Los dos grupos de suelos por separado permiten diferenciar la incidencia del aumento de L+A. Según este modelo, en suelos con el mismo contenido de L+A, aquellos que presentan arenas bien graduadas se compactan entre 8-10% más que suelos con arenas pobremente graduadas. Las arenas bien graduadas se compactan más que las arenas pobremente graduadas, debido a que los arreglos de las partículas en las arenas bien graduadas provén menos espacios que los encontrados en el otro tipo de arenas (Arvelo Guerrero, 2004).

Tabla 2: Ecuaciones de regresión de la densidad aparente máxima (DAMax) en función del contenido de carbono orgánico total (COT) y de limo+arcilla (L+A).

Cultivados	Ecuación de regresión		R^2
Todos los suelos (n=33)	DAMax = 1,58 – 0,01 COT	P < 0,05	0,14
	DAMax = 1,45 + 2,6 10^{-4} L+A	P < 0,1	0,11
Arenas pobremente graduadas (n=15)	DAMax = 1,53 – 0,01 COT	P < 0,05	0,32
	DAMax = 1,3 + 0,0006 L+A	P < 0,0001	0,76
Arenas bien graduadas (n=18)	DAMax = 1,56 – 0,0009 COT	ns	< 0,1
	DAMax = 1,42 + 0,0006 L+A	P < 0,05	0,39
Sin cultivar			
Todos los suelos (n= 27)	DAMax = 1,57 – 0,02 COT	P < 0,0001	0,69
	DAMax = 1,45 + 3,7 10^{-4} L+A	ns	0,02
Arenas pobremente graduadas (n=15)	DAMax = 1,48 – 0,01 COT	P<0,0001	0,88
	DAMax = 0,99 + 0,001 L+A	P < 0,05	0,39
Arenas bien graduadas (n=12)	DAMax = 1,57 – 0,01 COT	P < 0,05	0,34
	DAMax = 1,6 - 0,0004 L+A	ns	0,13

CONCLUSIONES

Los resultados de este trabajo indican una mayor incidencia de la textura en los suelos C que en los SC, a su vez, en suelos con altos contenidos de arena el aumento de partículas finas (L+A) incrementa la compactibilidad. Los suelos SC con mayores contenidos de COT que C reflejaron mejor la correlación con DAMax. Se verificó el efecto de la graduación de las arenas en los dos manejos, en ambos casos se compactan más los suelos cuando la graduación de las arenas es más uniforme en todo el rango.

BIBLIOGRAFÍA

- Aragón, A; MG García; RR Filgueira & YA Pachepsky. 2000. Maximum compactibility of Argentine soils from the Proctor test; the relationship with organic carbon and water content. Soil & Till. Res. 56:197-204.
- Arvelo Guerrero. 2004. Effects of the soil properties on the maximum dry density obtained from the standard Proctor Test. Thesis Master of Science. University of Central Florida. Orlando, Florida. 110 pp.
- Ball, BC; DJ Campbell & EA Hunter. 2000. Soil compactibility in relation to physical and organic properties at 156 sites in UK. Soil & Till. Res. 57:83-91.
- Blanco-Canqui, H; LR Stone; AJ Schlegel; DJ Lyon; MF Vigil; MM Mikha; PW Stahlman & CW Rice. 2009. No-till induced increase in organic carbon reduces maximum bulk density of soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 73:1871-1879.
- Cosentino, DJ & C. Pecorari. 2002. Limos de baja densidad: impacto sobre el comportamiento físico de los suelos de la región pampeana. Ciencia del Suelo 20:9–16.
- Díaz Zorita, M. & GA Grosso. 2000. Effects of soil texture, organic carbon and water retention on the compactability of soils from the Argentinian pampas. Soil & Till. Res. 54:121-126.
- Gee GW & D Or. 2002. Particle-size Analysis. Pp 255-293 en JH Dane & C Topp (ed) Physical Methods. Methods of Soil Analysis. Part 4. SSSA.
- Keller, T & I Håkansson. 2010. Estimation of reference bulk density from soil particle size distribution and soil organic matter content. Geoderma 154:398–406.
- Krzic, M; CE Bulmer; F Teste; L Dampier & S Rahman. 2004. Soil properties influencing compactability of forest soils in British Columbia. Can. J. Soil Sci. 84: 219–226.
- Nelson DW & LE Sommers. 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter, p. 961-1010. In DL. Sparks et al. (ed) Methods of soil analysis, Part 3. 3rd ed. SSSA, Book Ser 5, SSSA, Madison WI.
- Nhantumbo, AB & AH Cambule. 2006. Bulk density by Proctor test as a function of texture for agricultural soils in Maputo province of Mozambique. Soil & Till. Res. 87:231–239.
- Proctor, RR. 1933. Fundamental principles of soil compaction. Description of field and laboratory methods. Eng. News Record 111:286-289.
- Quiroga, AR, DE Buschiazzo & N Peinemann. 1999. Soil compaction is related to management practices in the semi-arid Argentine pampas. Soil & Till. Res. 52: 21-28.
- Reichert, JM; LE Akiyoshi Sanches Suzuki; DJ Reinert; R Horn & I Hakansson. 2009. Reference bulk density and critical degree-of-compactness for no-till crop production in subtropical highly weathered soils. Soil & Till. Res. 102: 242–254.
- Schjønning, P & IK Thomsen. 2013. Shallow tillage effects on soil properties for temperate-region hard-setting soils. Soil & Till Res. 132:12–20.
- Tim Chamen, WC; AP Moxey; W Towers; B Balana & PD Hallett. 2015. Mitigating arable soil compaction: A review and analysis of available cost and benefit data. Soil & Till. Res. 146:10–25.
- Thomas, GW; GR Hazsler & RL Beving. 1996. The effects of organic matter and tillage on maximum compactability of soils using the proctor test. Soil Sci.161:502-508.
- Wagner, LE; NM Ambe & D Ding. 1994. Estimating a Proctor density curve from intrinsic soil properties. Trans. ASAE 37(4):1121-1125.

C1P14. DINÁMICA DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN SISTEMAS INTEGRADOS ENTRE LA AGRICULTURA Y LA GANADERÍA

De Dios Herrero, Juan M.[1]; Colazo, Juan C. [1]; Saenz, Claudio[1]; Guzmán, Maria L. [1] y Sager, Ricardo[1].

[1]INTA EEA San Luis. Rutas Nac. 7 y 8. Villa Mercedes, San Luis. Argentina. dediosherrero.juan@inta.gob.ar

RESUMEN

El objetivo del siguiente trabajo fue evaluar la abundancia natural del isotopo ^{13}C en diferentes fracciones granulométricas del carbono orgánico del suelo (COS) en un suelo manejado bajo agricultura continua y otro con un manejo integrado entre la ganadería y la agricultura en el S de Santa Fe. Se compararon dos establecimientos: a) Sistema integrado agrícola-ganadero (ICLS): Producción de alfalfa (*Medicago sativa*) cada cuatro años, alternado con avena y una secuencia de cultivos de verano compuesta por maíz (*Zea mays*) y soja (*Glycine max*); b) Agricultura continua (CCS) sistema de cultivos de verano en siembra directa: Producción continua de secuencia maíz-soja y c) Clausura con vegetación natural (REF). Se tomaron muestras de suelo por triplicado de manera aleatoria de los primeros 0-5, 5-20, 20-40 y 40-60 cm. Se realizó el fraccionamiento físico del COS, del cual se obtuvieron las siguientes fracciones: particulado grueso (COPg, 100-2000 µm), particulado intermedio (COPi, 50-100 µm) y mineral (COM, < 50 µm). La medición de $\delta^{13}C$ se realizó por medio de la técnica de espectrometría isotópica de masas (EA-IRMS). Se observó en el estrato superficial (0-5 cm) una mayor acumulación de COM y COPi en los suelos REF, sin diferencias entre sistemas para la fracción COPg, en esta fracción existen diferencias en profundidad (20-60 cm), posiblemente el aporte de raices es mayor que en ICLS y CCS. Se encontraron diferencias entre ICLS y CCS en COPi en el estrato 40-60 cm. Respecto a $\delta^{13}C$, la fracción COM reflejó la incidencia de cultivos C_4 en CCS, cuyos residuos presentan mayor contenido del isótopo ^{13}C, a diferencia de ICLS y REF, cuyos aportes al suelo combinan vegetación C_4 y C_3.

Palabras clave: Sostenibilidad, carbono orgánico particulado, carbono 13.

INTRODUCCIÓN

En un contexto de cambio climático, la integración entre la agricultura y la ganadería constituyen una alternativa de manejo sustentable frente a sistemas simplificados de producción. La optimización de la gestión de la tierra debe centrarse en mejorar la eficiencia del uso de agua y nutrientes, así como la mitigación de los gases de efecto invernadero. En este sentido, la combinación de la siembra directa y pasturas perennes en los sistemas integrados es una práctica útil para mejorar los niveles de carbono orgánico del suelo (COS) en comparación con los sistemas de cultivo continuo (Franzluebbers *et al.*, 2014).

Mediante el uso de técnicas nucleares e isotópicas fue posible la identificación del aporte de pasturas perennes en los primeros 20 cm de suelos bajos sistemas integrados en el S de Santa Fe (de Dios Herrero *et al.*, 2016). La combinación de esta técnica con el fraccionamiento físico del COS permitiría un mejor entendimiento de la dinámica de este enriquecimiento en el perfil del suelo. Es por ello que el objetivo del siguiente trabajo fue evaluar la abundancia natural del isotopo ^{13}C en diferentes fracciones granulométricas del COS bajo un suelo manejado bajo agricultura continua y otro con un manejo integrado entre la ganadería y la agricultura en el S de Santa Fe.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio y suelos.

El estudio se realizó en el Sur de Santa Fe. Los suelos corresponden a Hapludoles Típicos (INTA, 2015). Se compararon dos establecimientos con diferentes sistemas de manejo y el mismo tipo de suelo: a) Sistema integrado agrícola-ganadero (SI): Producción de alfalfa (*Medicago sativa*) cada cuatro años, alternado con avena y una secuencia de cultivos de verano compuesta por maíz (*Zea mays*) y soja (*Glycine max*); y b) Agricultura continua (AC) sistema de cultivos de verano en siembra directa: Producción continua de secuencia maíz-soja. También fue seleccionada una clausura bajo vegetación natural (REF).

Se tomaron muestras de suelo por triplicado de manera aleatoria de los primeros 0-5, 5-20, 20-40 y 40-60 cm durante la primavera de 2016. Las muestras fueron secadas al aire y tamizaron por 2 mm.Se realizó el fraccionamiento físico de carbono orgánico, del cual se obtuvieron las siguientes fracciones: contenido de carbono orgánico particulado

grueso (COPg, 100-2000 µm) carbono orgánico particulado intermedio (COPi, 50-100 µm) y carbono orgánico mineral (COM, < 50 µm) de acuerdo a Cambardella & Elliott (1992). La técnica consistió en suspender 30 g de suelo en 120 ml de agua destilada, para realizar una agitación homogénea se utilizaron tres esferas pequeñas de vidrio en un agitador mecánico durante 4 h. El tamizado en húmedo se realizó con un tamizador por vibración (FRITSCH Analysette 3 PRO). Las distintas fracciones fueron secadas en estufa a 60°C hasta peso estable.

El $\delta^{13}C$ es una expresión de la abundancia natural del isótopo en relación a un material de referencia de laboratorio calibrado frente a un patrón internacional. La medición de $\delta^{13}C$ se realizó por medio de la técnica de espectrometría isotópica de masas (EA-IRMS) y la normalización de resultados de $\delta^{13}C$ se realizó en escala L-SVEC - NBS-19, según Coplen et al. (2006). $\delta^{13}C$ se expresa en unidades por mil (‰) y se calcula mediante la ecuación 1.

$$\delta^{13}C_{PDB}(‰) = \left[\frac{R_{muestra} - R_{PDB}}{R_{PDB}} \right] \times 1000 \quad \text{Ec. 1}$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Carbono orgánico particulado

La Figura 1 muestra la variación vertical en el perfil de suelo del contenido de CO en las diferentes fracciones. El contenido de COM fue mayor en REF (3,4 g kg^{-1}) que CCS (2,3 g kg^{-1}) y ICLS (2,1 g kg^{-1}) en los primeros 5 cm ($P<0,05$), las mismas diferencias se encontraron en COPi, mayor en REF (2,5 g kg^{-1}) que CCS (0,81 g kg^{-1}) y ICLS (0,99 g kg^{-1}) ($P<0,05$), no existieron diferencias de COPg. En profundidad (40 -60 cm) las diferencias fueron CCS>REF>ICLS ($P<0,05$). Los niveles de COP están directamente relacionados con los residuos vegetales en el suelo (Loss *et al.* 2012). Entre 5-20 y 20-40 cm, existieron diferencias solo en COPg, en donde REF>ICLS=CCS ($P<0,05$), esto puede ser debido a un mayor desarrollo radicular en REF en profundidad.

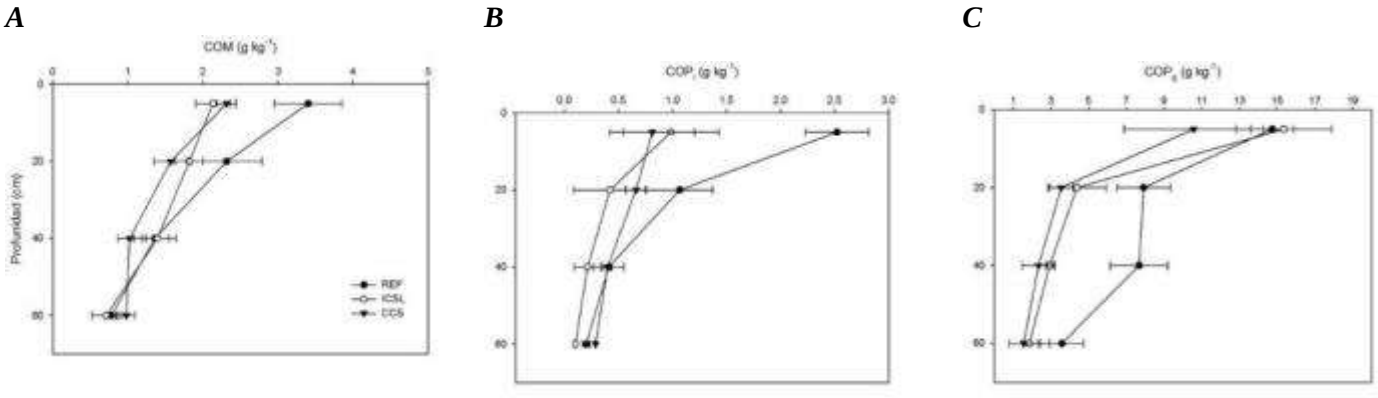


Figura 1: Variación vertical en el perfil del suelo del contenido de CO en a) carbono orgánico mineral (COM), b) carbono orgánico particulado intermedio (COPi) y c) carbono orgánico particulado grueso (COPg). REF = Referencia, ICLS = Sistema integrado, CCS = agricultura continua. Las barras horizontales representan el desvío estándar (n=3).

Abundancia de 13C

La Figura 2 muestra la variación vertical en el perfil de suelo del contenido de $\delta^{13}C$ en las diferentes fracciones del carbono orgánico. La abundancia de $\delta^{13}C$ en el COM fue mayor en CCS (-18,7 ‰) que en ICLS y REF (-19,22 ‰) en los primeros 5 cm ($P<0,05$). Esta tendencia en el estrato de 0-5 cm es comparable a los encontrados al medir $\delta^{13}C$ en el carbono total, -22.9, -21.2 and -19.9 ‰ para REF, ICLS y CCS respectivamente (de Dios Herrero et al. 2016). Esto sugiere que el de la vegetación en ICLS (C_3 Y C_4) sea la principal fuente de $\delta^{13}C$ en el carbono total está vinculada a la tendencia encontrada en COM. En esta fracción no existieron diferencias entre tratamientos en las restantes profundidades, con una tendencia a mayores valores a mayor profundidad, esto indica que, a medida que se profundiza en el perfil la influencia es mayor de vegetación C_4. Con relación al COPi, solamente existieron diferencias entre

tratamientos en el estrato de 60 cm, en donde las REF>ICLS>CCS. En relación al COPg, las diferencias entre tratamientos fueron detectadas a los 40 cm, en donde REF>ICLS=CCS (P<0,05).

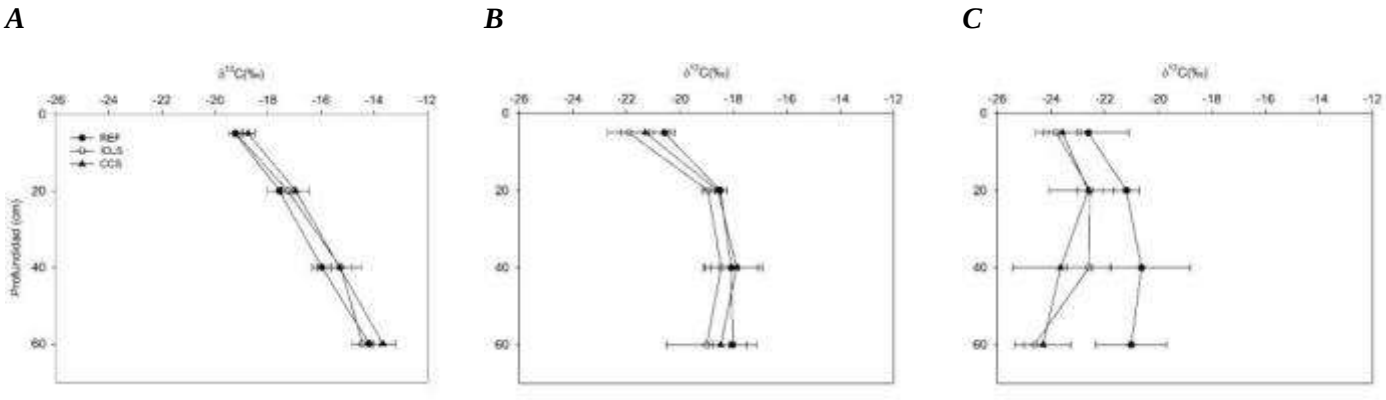


Figura 2: Variación vertical en el perfil del suelo del contenido de $\delta^{13}C$ en a) carbono orgánico mineral (0-50), b) carbono orgánico particulado intermedio (50-100) y c) carbono orgánico particulado grueso (100-2000). REF = Referencia, ICLS = Sistema integrado, CCS = agricultura continua. Las barras horizontales representan el desvío estándar (n=3).

CONCLUSIONES

Se observó en el estrato superficial (0-5 cm) una mayor acumulación de COM y COPi en los suelos REF, sin diferencias entre sistemas para la fracción COPg, en esta fracción existen diferencias en profundidad (20-60 cm), posiblemente el aporte de raices es mayor que en ICLS y CCS. Se encontraron diferencias entre ICLS y CCS en COPi en el estrato 40-60 cm. Respecto a $\delta^{13}C$, la fracción COM reflejó la incidencia de cultivos C_4 en CCS, cuyos residuos presentan mayor contenido del isótopo ^{13}C, a diferencia de ICLS y REF, cuyos aportes al suelo combinan vegetación C_4 y C_3.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se realizó con el financiamiento otorgado por IAEA (Contributions of Integrated Crop-livestock System for Development (IC-LSD) to sustainability of agricultural systems of the semiarid and sub-humid temperate regions of Argentina. IAEA 22627). Los autores agradecen al Dr. Adolfo Gil, responsable del Laboratorio de isótopos estables en ciencias ambientales donde se realizaron las determinaciones de $\delta^{13}C$ en las muestras de suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Cambardella, CA & Elliott, ET. 1992. Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence. Soil Sci. Soc. Am. J. 56: 777-783.
- Coplen, TB; WA Brand; M Gehre; M Gröning; HAJ Meijer; B Toman & RM Verkouteren. 2006. New Guidelines for δ13C Measurements. Anal. Chem. 78, 2439-2441.
- de Dios Herrero, JM; JC Colazo, ML Guzmán; C Saenz; M Correa Luna & R Sager. 2016. Sistemas integrados en el S de Santa Fe II. Carbono orgánico particulado y ^{13}C. En: Actas del XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.
- de Dios Herrero, JM; JC Colazo; ML Guzman; C Saenz; R Sager and K Sakadevan. 2016. Soil organic carbon assessments in cropping systems using isotopic techniques. En: EGU General Assembly 2016.
- Franzluebbers, AJ; G Lemaire; PC de Faccio Carvalho; RM Sulc & B Dedieu. 2014. Toward agricultural sustainability through integrated crop-livestock systems: Environmental outcomes. Agriculture, Ecosystems and Environment 190:1–3.
- INTA, 2015. Visor GeoINTA. https://geointa.inta.gov.ar/visor. 23 de diciembre de 2015.
- Loss, A. MG Pereira; A PerinC;F Silva Coutinho & LH Cunha dos Anjos. 2012. Particulate organic matter in soil under different management systems in the Brazilian Cerrado.

C1P15. COMPORTAMIENTO DE LAS RAICES ANTE ESTRESES MULTIPLES: EL CASO DE COMPACTACION, HUMEDAD Y OFERTA DE NUTRIENTES

De Marotte, Florencia y Rubio, Gerardo.

Cat. Fertilidad y Fertilizantes Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. INBA (CONICET UBA). Avenida San Martin 4453. Buenos Aires Argentina. florenciademarotte@agro.uba.ar

RESUMEN

Existe una amplia variedad de estreses ambientales a los que continuamente están expuestos los cultivos. Estos efectos se han estudiado generalmente, de a uno por vez tomando como objeto de estudio la parte aérea de la planta, siendo las raíces menos estudiadas. En el presente trabajo nos proponemos evaluar la respuesta del sistema subterráneo de plantas de trigo a la combinación de diferentes niveles de compactación, oferta de agua y disponibilidad de P del suelo. Se llevó a cabo un experimento en macetas durante 59 días. Los tratamientos consistieron en una combinación de los tres factores: 2 niveles de compactación: 1,3 g cm^{-3} (NC) y 1,5 g cm^{-3} (C); 2 de humedad del suelo: 30 % (Seco) y 90% (Húmedo) de la capacidad de agua útil y 3 niveles de P disponible: bajo (PB), alto homogéneo (PH) y alto localizado (PL). El suelo compactado disminuyó el crecimiento total y especialmente de su sistema subterráneo. Este efecto fue equivalente al descenso de la oferta de agua desde 90 a 30% de la capacidad receptora de agua del suelo. Las reducciones fueron del 50 y 63% respectivamente. Las raíces creciendo en suelos compactados presentaron una tendencia a concentrar sus raíces cerca del tallo principal, esto indicaría una restricción en la exploración del suelo. El porcentaje de raíces en el parche enriquecido aumentó significativamente el 100% cuando se agregó P en el mismo. La absorción total de P fue significativa para los tres factores. Para factor humedad, el estrés hídrico redujo un 27% la absorción total de P, para la compactación la disminución fue del 41% en situaciones compactadas, y para el factor P, los aumentos fueron del 486% cuando el mismo se aplicó homogéneamente y del 579% al hacerlo en bandas. Se observó que la humedad del suelo no enmascaró el efecto de la compactación.

Palabras claves: fósforo, trigo, exploración radical.

INTRODUCCIÓN

Existe una amplia variedad de estreses ambientales a los que continuamente están expuestos los cultivos (Suzuki *et. al*., 2014). Tradicionalmente estos efectos se han estudiado de a uno por vez y generalmente se toma como unidad de estudio la parte aérea de las plantas. Pero la realidad es que tanto los órganos aéreos como subterráneos experimentan un amplio rango de estreses en forma simultánea (Cahill *et. al*., 2010). Las raíces enfrentan diferentes condiciones adversas para la exploración del suelo, afectándose el aprovechamiento de agua disponible y la absorción de nutrientes (principalmente el fósforo -P). Por esto, y sabiendo que pocos autores han trabajado con diferentes estreses ocurriendo en simultáneo (Suzuki *et. al*., 2014), surge la necesidad de conocer cómo se arreglan las raíces para cumplir tantas funciones y adaptarse a la heterogeneidad espacial y temporal del suelo. Se asume que las raíces son estructuras modulares, lo que les otorga flexibilidad para detectar las condiciones ambientales y responder en consecuencia.

En la Región Pampeana, el nivel de precipitaciones, la disponibilidad de nutrientes y las condiciones físicas de los suelos son condicionantes principales de la productividad de los cultivos extensivos (Ferreyra *et. al*., 2001; Magrin *et. al*., 2005; Rubio y Taboada, 2013).Trabajos locales indican que es muy común que los cultivos crezcan en condiciones adversas de porosidad y resistencia del suelo y que la compactación de los suelos en siembra directa está generalizada (Taboada *et. al*., 2012; Rubio y Taboada, 2013). La compactación edáfica tiene un impacto directo en la resistencia a la penetración del suelo haciendo más difícil a las raíces explorar el suelo. Por otro lado, la compactación puede también disminuir el potencial mátrico del suelo (Whalley *et. al*., 2006) reduciendo el agua útil disponible y afectando las condiciones físicas debido a la disminución del volumen de poros (Hamza y Anderson, 2005), lo que puede agravar los efectos de la sequía (Taylor y Ratliff, 1969) y disminuir la movilidad de los nutrientes que se absorben por flujo masal y difusión. Las impedancias físicas del suelo podrían dejar de ser un obstáculo para el crecimiento radical cuando la humedad es superior a ciertos niveles críticos, por lo que los períodos húmedos enmascararían el efecto de las impedancias mientras que los períodos secos lo exacerbarían (Bengough *et. al*., 2011). En cuanto a los nutrientes, el caso del P es particularmente relevante en la Región Pampeana, dada la amplia superficie con deficiencias (Sainz Rozas *et. al*., 2012), las necesidades crecientes de aplicación de fertilizantes (Cabello *et. al*., 2016) y que el país carece de fuentes importantes del elemento.

La arquitectura y la morfología de las raíces en determinado momento estaría, pues, determinada por un compromiso entre varios factores ambientales. En el presente trabajo nos proponemos evaluar la respuesta del sistema subterráneo de plantas de trigo a la combinación de diferentes niveles de compactación del suelo, oferta de agua y disponibilidad de P.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se llevó a cabo en el invernáculo de la Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes de la Facultad de Agronomía de Buenos Aires. Las plantas de trigo se hicieron crecer en macetas de 20 x 20 x 15/20 cm de (dependiendo del nivel de compactación). A cada una de ellas se le agregó 7 kg. de sustrato compuesto por 70% de suelo de horizonte superficial de un Argiudol típico (serie Solís) extraído de S. A. Giles, Provincia de Buenos Aires y 30 % de arena previamente lavada para eliminar cualquier tipo de sales posiblemente disponibles. El suelo contenía, 1,9 % de materia orgánica, 5 mg kg^{-1} P Bray y pH 7,1. Fue secado al aire libre, molido y tamizado por 5 mm.

Los tratamientos consistieron en una combinación de tres factores: compactación (2 niveles: 1,3 g cm^{-3} (NC) y 1,5 g cm^{-3} (C); humedad de suelo (2 niveles: 30% (Seco) y 90% (Húmedo) de la capacidad de agua útil) Y P disponible (3 niveles: bajo (PB), alto homogéneo (PH) y alto localizado (PL). El rango de densidades (y dureza) se obtuvo mediante compactación forzada de una misma masa de suelo. Para llevar a cabo los tratamientos de humedad, se tomaron muestras del sustrato para determinar el punto de marchitez permanente y la capacidad de campo en ollas de presión a 1.5 y 0.33 atm respectivamente. Con éstos datos se calculó el agua útil del sustrato y se determinó el volumen de agua a agregar para obtener cada uno de los tratamientos. El riego se realizó cada dos días por diferencia de peso. En el caso del P homogéneo se llevó el sustrato a 20 ppm según la fórmula desarrollada por Rubio *et. al*. (2008) y se lo incorporó homogéneamente antes de compactar las macetas; cuando el P se agregó de forma localizada, la misma dosis se la incorporó en un parche de 2 cm al costado y 2 cm debajo de la línea de siembra simulando las condiciones de campo en las que el productor normalmente realiza esta práctica de fertilización. Para descartar los efectos de otros nutrientes, los mismos se fertilizaron en niveles de suficiencia (de Marotte *et. al*., 2014). El 9 de agosto de 2016 se sembraron 6 semillas por maceta. Las mismas emergieron el 15 de agosto. Desde el primer día se llevaron todos los tratamientos a su nivel de humedad. La cosecha final se realizó el 13 de octubre de 2016. Los controles fitosanitarios se realizaron semanalmente de manera preventiva.

Las mediciones que se realizaron a cosecha final fueron: consumo de agua, número de macollos, área foliar, acumulación de biomasa total y de raíces, longitud total de raíces, longitud radical específica (SRL), porcentaje de raíces en el parche, absorción total de P y distribución de raíces de acuerdo a su diámetro (utilizando el software WinRhizo). Para los fines de esta presentación, solo se presenta parte de estas mediciones. La biomasa tanto aérea como la de raíces se secó a estufa a 60 ºC hasta peso constante. Para el caso de las raíces, se tomaron tres muestras de cada lado de la maceta a dos centímetros al costado de la planta y 8 cm de profundidad con un barreno de volumen conocido, de lavaron y analizaron mediante el software WinRhizo.

El diseño del ensayo fue completamente aleatorizado (DCA). Se realizaron 5 repeticiones de cada tratamiento. Los resultados fueron analizados estadísticamente mediante el programa Infostat realizando un ANOVA para el análisis de varianza y se utilizó el test de comparaciones múltiples LSD para la diferencia entre medias con un nivel de significancia del 5%. Cuando se analizó el % de raíces en el parche, los resultados se analizaron con un Test de muestras apareadas del mismo programa estadístico. En dicha tabla las siglas utilizadas para cada uno de los factores fueron Nivel de P (P), Densidad Aparente (BD) y Agua Útil (AW).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Biomasa radical, biomasa total y absorción de P.

La acumulación de biomasa de raíces fue afectada significativamente por los tres factores analizados (Tabla 1). Plantas creciendo en suelos compactados, en suelos secos y en suelos pobres en P presentaron una menor cantidad de raíces que sus contrapartes sin estrés. La única interacción positiva se observó entre los factores P y agua (p=0,0071), en la dirección que las plantas bajo stress de P habrían perdido la capacidad de respuesta al incremento en la oferta de agua que sí presentaron cuando el P fue no limitante. En cambio, las interacciones P*compactación y compactación*humedad fueron no significativas indicando que el efecto de estos factores fue aditivo (Tabla 1). Esto significa que la humedad del suelo no enmascaró el efecto de la compactación ni hubo efecto sinérgico entre la fertilidad fosforada del medio y el grado de compactación sobre el desarrollo radical.

Tabla 1. Análisis de varianza por factores Nivel de P, Densidad Aparente y Agua Útil para las variables analizadas. Nivel de P (P), Densidad Aparente (BD) y Agua Útil (AW). Para el caso de la variable Raíces <0,2 mm no se consideraron los tratamientos de P localizado en el análisis estadístico.

	P	AW	BD	P*AW	P*BD	AW*BD	P*AW*BD
Absorción total de P	****	****	****	**	n.s.	n.s.	n.s.
Biomasa radical	****	****	****	**	n.s.	n.s.	n.s.
Biomasa total	****	****	****	***	n.s.	*	n.s.
Raíces <0,2 mm	***	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s	**

**** Diferencias estadísticamente significativas (p<0,0001). *** Diferencias estadísticamente significativas (p<0,001). ** Diferencias estadísticamente significativas (p<0,01). * Diferencias estadísticamente significativas (p<0,05). n.s. No se encontraron diferencias estadísticamente significativas.

El aumento de los niveles de compactación del suelo de 1,3 a 1,5 g cm^{-3} ocasionó una disminución del 50% en el crecimiento de las plantas de trigo y especialmente de su sistema subterráneo. Este efecto depresor del crecimiento fue de una magnitud algo menor al provocado por una menor oferta de agua (desde 90 a 30% del agua útil) que alcanzó el 63% (Figura 1).

La acumulación de biomasa total siguió el mismo panorama que la biomasa radical, sin presentar triple interacción, y con la excepción de las interacciones positivas que fueron: humedad*compactación (p=0,0342) y humedad*P (p=0,0001). Para la interacción humedad*compactación los menores valores de biomasa se encontraron en las situaciones compactadas, y dentro de éstas las que recibieron más agua acumularon más biomasa (Tabla 1). Cuando se analizó la interacción humedad*P, los tratamientos sin el agregado de P se diferenciaron significativamente del resto, aunque dentro de ellos no lo hicieron para las diferentes condiciones de humedad. Luego, cuando se agregó P el factor determinante de las diferencias estadísticamente significativas fue la humedad no presentando variaciones entre el modo de aplicación de la dosis de fertilizante.

Por otro lado, la absorción total de P por maceta (mg) siguió el mismo patrón general que el observado para la biomasa radical, esto es diferencias estadísticamente significativas para los tres factores analizados. En el caso del factor humedad, el estrés hídrico redujo un 27% la absorción total de P; mientras que cuando se analizó el factor compactación, dicha disminución fue del 41% para las situaciones compactadas. Por último, para el factor P, los aumentos en la absorción de este nutriente con respecto a la situación no fertilizada, fueron del 486% cuando el mismo se aplicó homogéneamente y del 579% cuando se lo hizo en bandas. No se encontró la interacción triple significativa y, de las dobles, la única interacción significativa fue la de P*humedad (p=0,0063), cuyo efecto estuvo en línea con lo observado con raíces (Tabla 1; Figura 1).

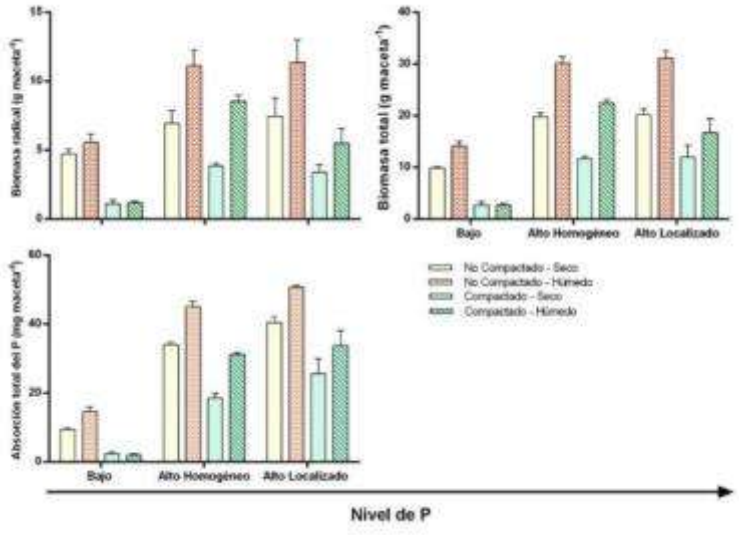


Figura 1: Biomasa radical y total (g maceta $^{-1}$) en las figuras superiores y absorción total de P por maceta expresada en mg en función del nivel de P, humedad y compactación en la figura inferior. Las barras indican SEM.

Localización de raíces. Morfología radical

Se evaluó el efecto de los tratamientos mediante la variable raíces en el parche (%) que representa la proporción de biomasa de raíces que se encuentra en un cilindro ubicado a 2 cm del tallo principal respecto del total de raíces medidas en toda la maceta. En todos los casos, las plantas creciendo en medios compactados aumentaron la concentración de raíces en las cercanías del tallo, aunque estas diferencias no fueron estadísticamente significativas. Esto indica que independientemente de los efectos de los tratamientos sobre la biomasa radical total, aquellas raíces de suelos compactados concentraron más raíces cerca de la planta y exploraron menos suelo. La humedad afectó significativamente la localización de las raíces sólo para la situación seca. En cambio, la ubicación del P a un costado de la semilla determinó una marcada proliferación de raíces en el parche enriquecido. Siendo, en promedio de 0,32 % para la situación donde no tenía P y 0,64% para el parche (Tabla 2; Figura 2).

Tabla 2. Test de muestras apareadas por factores Nivel de P, Densidad Aparente y Agua Útil para el porcentaje de raíces en el parche. Los valores se analizaron mediante su Arcseno. PB: bajo contenido de P; PH: alto nivel de P aplicado homogéneamente y PL: alto nivel de P localizado en un parche al costado de la semilla.

% raíces en el parche	
P	
PB	n.s.
PH	n.s.
PL	****

**** Diferencias estadísticamente significativas (p<0,0001). n.s. No se encontraron diferencias estadísticamente significativas.

La distribución de raíces por clases de diámetro no presentó un patrón claro de respuesta a los tratamientos efectuados. La proporción de raíces finas (<2mm) osciló entre 60 al 80% del total de raíces (Figura 2). Se encontraron diferencias para el factor P, cuando el mismo fue limitante aumentó notoriamente la proporción de raíces finas en un 9 %. En posteriores etapas de este trabajo analizaremos otras variables de la morfología radical como la longitud específica o la distribución en clases de diámetro más extendidas.

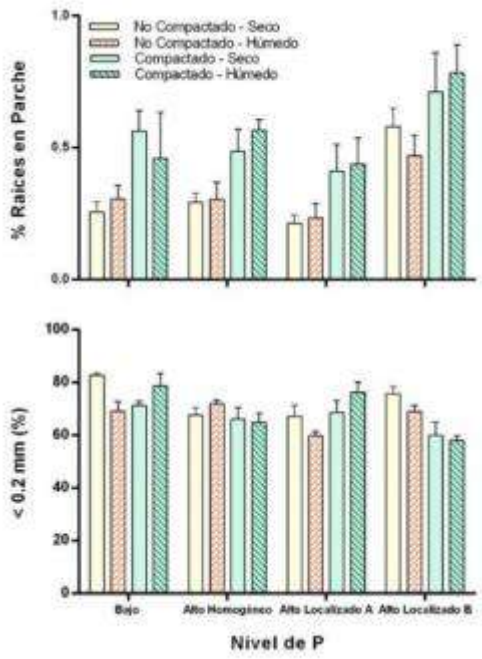


Figura 2: Porcentaje de raíces en el parche de dos centímetros al costado de la semilla (arriba). Distribución de raíces menores a 0,2 mm de diámetro expresadas en porcentaje (abajo) en función del nivel de P disponible, de humedad y de compactación. Las barras indican SEM.

Se realizó un test de muestras apareadas para la variable % de raíces en el área de proximidad considerando como factor principal el efecto de la compactación. Se encontraron diferencias significativas para el factor P y humedad en todos los niveles. El % de raíces en el área de proximidad fue mayor en todos los casos cuando el suelo se encontró compactado (Tabla 3, Figura 3).

Tabla 3. Test de muestras apareadas por factores Nivel de P y Agua Útil para el porcentaje de raíces en el parche de acuerdo a sus situaciones Compactada y No Compactada. PB: bajo contenido de P; PH: alto nivel de P aplicado homogéneamente y PL: alto nivel de P localizado en un parche al costado de la semilla.

% raíces en el área de proximidad	
PB	*
PH	***
PL	***
Seco	**
Húmedo	**

*** Diferencias estadísticamente significativas (p<0,001). ** Diferencias estadísticamente significativas (p<0,01). * Diferencias estadísticamente significativas (p<0,05). n.s. No se encontraron diferencias estadísticamente significativas.

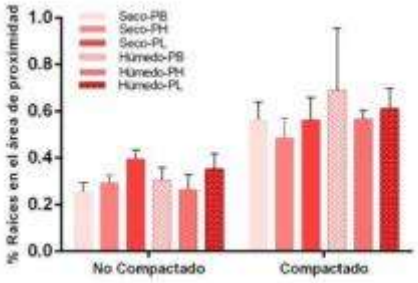


Figura 3: Porcentaje de raíces en el área de proximidad en función de la compactación, la humedad y el nivel de P disponible del suelo. Las barras indican SEM.

CONCLUSIONES

El crecimiento de las raíces de trigo y de su parte aérea fueron notoriamente afectados por la compactación del suelo y la disponibilidad de agua. La disminución de la acumulación de agua fue del 50 y del 63%, respectivamente. Las raíces creciendo en suelos compactados presentaron una consistente tendencia a concentrar sus raíces en la cercanía del tallo principal, lo cual indicaría una restricción en la exploración del suelo (Figura 3). En un resultado muy interesante, se observó que la humedad del suelo no enmascaró el efecto de la compactación ni hubo efecto sinérgico entre la fertilidad fosforada del medio y el grado de compactación sobre el desarrollo radical.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece el financiamiento de ANPCYT, CONICET y UBA.

BIBLIOGRAFÍA

- Bengough, AG; MB McKenzie; PD Hallett y TA Valentine. 2011. Root elongation, water stress, and mechanical impedance: a review of limiting stresses and beneficial root tip traits. Journal of Experimental Botany. https://doi.org/10.1093/jxb/erq3.
- Cabello, MJ; FH Gutiérrez Boem; CE Quintero y G Rubio. 2016. Soil Characteristics Involved in Phosphorus Sorption in Mollisols. Soil Fertility and Plant Nutrition.
- Cahill, JF; GG McNickle; JJ Haag; EG Lamb; SM Nyanumba y CC Clair. 2010. Plants Integrate Information About Nutrients and Neighbors. Science. DOI: 10.1126/science.1189736.
- de Marotte, MF y G Rubio. 2016. Mayor sensibilidad a la compactación del suelo y stress hídrico en soja comparado con trigo. Actas XXV Congreso Argentino de Ciencias del Suelo.
- Ferreyra, A; GP Podestá; CD Messina; D Letson; J Dardanelli; E Guevara y S Meira. 2001. A linked-modeling framework to estimate maize production risk associated with ENSO-related climate variability in Argentina. Agr. Forest Met. 107: 177–192.
- Hamza, MA y WK Anderson. 2005. Soil compaction in cropping systems A review of the nature, causes and possible solutions. Soil and Tillage Research. DOI:10.1016/j.still.2004.08.009
- Magrin, GO; MI Travasso y Rodríguez GR. 2005. Changes in climate and crop production during the 20th century in Argentina. Climatic change, 721-2), 229-249.
- Rubio, G; MJ Cabello; FH Gutiérrez Boem y E Munaro. 2008. Estimating Available Soil Phosphorus Increases after Phosphorus Additions in Mollisols. Soil fertility and plant nutrition. Vol. 72 Nº6.
- Rubio, G y MA Taboada. 2013. Árbol de decisión para diagnosticar la capacidad productiva de suelos de la región pampeana. Ciencia del Suelo 31:235-243.
- Sainz Rozas, H; H Echeverria y H Angelini. Fósforo disponible en suelos agrícolas de la región Pampeana y ExtraPampeana argentina RIA. Revista de Investigaciones Agropecuarias, vol. 38, núm. 1, enero-abril, 2012, pp. 33-39 Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria Buenos Aires, Argentina Disponible en: http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=86423614007 .
- Suzuki, N; RM Rivero; V Shulae; E Blumwald y R Mittler. 2014. Tansley review: Abiotic and biotic stress combinations. New Phytologist. 203: 32-43.
- Taboada, MA; F Micucci y CR Alvarez. 2012. En: Alvarez R, Rubio G, CR Alvarez, RS Lavado (eds). Fertilidad de suelos. Caracterización y manejo en la Región Pampeana. Ed. FAUBA, Buenos Aires.
- Taylor, HM y LF Ratliff. 1969. Root elongation rates of cotton and peanuts as a function of soil strength and soil water content.Soil Science.
- Whalley, WR; LJ Clark; DJG Gowing; RE Cope; RJ Lodge y PB Leeds-Harrison. 2006. Does soil strength play a role in wheat yield losses caused by soil drying?

C1P16. INCORPORACIÓN DEL NITRÓGENO DE RESIDUOS DE COSECHA DE DISTINTA CALIDAD A LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO

Di Gerónimo, Paula.F.; Videla, Cecilia y Studdert, Guillermo. A.

Comisión de Investigaciones Científicas de la provincia de Buenos Aires (CIC). Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Ruta 226 km 73,5. Balcarce, Buenos Aires Argentina. digeronimopaula@gmail.com

RESUMEN:

En los sistemas agrícolas, los residuos de cultivos incorporados son fuente de nutrientes, principalmente nitrógeno (N). La descomposición y estabilización del N de los residuos en la materia orgánica (MO) varían con la calidad (relación C:N) y con la forma de incorporación (i.e siembra directa, SD o labranza convencional, LC). El objetivo de este trabajo fue cuantificar el aporte del N de residuos de cosecha de distinta calidad a dos fracciones de N en la MO (> 53µm, NOP y < 53µm NOA) bajo SD y LC. Residuos de maíz (alta relación C:N) y soja (baja relación C:N) previamente enriquecidos con ^{15}N fueron incorporados al suelo o dejados en superficie, simulando LC y SD, respectivamente. Se determinó NOP, NOA y el %átomos de ^{15}N, con lo que se calculó el % de N derivado de residuos (Nddr) en cada fracción, cada dos meses, durante un año. En ambos sistemas de labranza, luego de incorporarse los residuos, el NOP comenzó a aumentar y el NOA a disminuir, describiendo funciones cuadráticas con signos contrarios. En SD el NOP y el Nddr de la fracción, aumentaron hasta el mes ocho y luego disminuyeron coincidiendo con el aumento de NOA y Nddr de esta fracción. Se halló enriquecimiento con ^{15}N en el NOA desde el primer muestreo, superior en LC que en SD y en soja con respecto a maíz. Así, una fracción del N de los residuos se estabilizó rápidamente en el NOA mientras que otra, de ciclado más lento, se transfirió al NOP y de allí al NOA. El rol de la calidad es marcado en SD mientras que en LC, el mezclado de los residuos con el suelo favorece su ciclado atenuando las diferencias.

Palabras clave: calidad de residuos, labranza, ^{15}N

INTRODUCCIÓN

En los sistemas agrícolas, los residuos de cultivos incorporados al suelo son una fuente importante de nutrientes, siendo el nitrógeno (N) el más importante de ellos. Cuando un residuo toma contacto con el suelo, pasa por diversas etapas de transformación, y el C y el N de los mismos pasan a integrar diferentes fracciones dentro de la materia orgánica (MO) (Cyle *et al*., 2016). Este proceso está fuertemente condicionado por la calidad de residuo vegetal incorporado y por el sistema de labranza utilizado. La calidad del residuo ha sido caracterizada a través de su relación C:N, considerándose de alta o baja calidad, a materiales de baja o alta relación C:N, respectivamente. Existe evidencia de que residuos de alta calidad se descomponen a mayor tasa (Mazzilli *et al.*, 2014) y con mayor eficiencia (i.e, menores pérdidas por respiración) que aquéllos de menor calidad (Cotrufo *et al.*, 2013). Por otro lado, bajo siembra directa (SD), la permanencia de residuos vegetales en la superficie del suelo da como resultado velocidades de descomposición más lentas y variables que cuando son incorporados mediante labor convencional (LC), que implica la mezcla de los residuos con el suelo (Van Den Bossche *et al.*, 2009).

La materia orgánica (MO) es el mayor reservorio de N edáfico por lo que, en general un mayor contenido de MO estará asociado a una mayor potencial entrega de N del suelo. Sin embargo, esta relación no siempre se presenta de manera lineal debido a la complejidad de las vías de transformación del N en el suelo y a la heterogeneidad de la MO (Robertson & Groffman, 2015). La separación física de la misma en MO particulada (MOP) y MO asociada a los minerales (MOA) ha resultado útil en explicar su dinámica (Six *et al.*, 2002). Cada fracción de la MO representa un reservorio de N de distinto comportamiento, quedando definidas dos fracciones de N, el N orgánico particulado (NOP) y el nitrógeno orgánico asociado a los minerales (NOA).

La comprensión del proceso de incorporación y estabilización del N de los residuos en estas fracciones resulta clave para el desarrollo de prácticas de manejo del N en sistemas de cultivo. En tal sentido, las técnicas de marcación isotópica, permiten estudiar el movimiento del N entre las distintas fracciones del suelo. Usando ^{15}N es posible marcar un pool o fracción y seguir cómo ese ^{15}N se va incorporando a otras (Monaghan & Barraclough, 1995).

El objetivo de este estudio fue cuantificar el aporte del N de residuos de cosecha de distinta calidad enriquecidos con ^{15}N a las fracciones NOP y NOA bajo SD y LC.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del ensayo de incorporación de residuos

Se realizaron dos ensayos en lotes previamente seleccionados para tal fin dentro de la Unidad Integrada Balcarce (Facultad de Ciencias Agrarias-Estación experimental Agropecuaria INTA Balcarce, UIB). Se seleccionaron dos lotes bajo producción agrícola, distanciados entre sí 50 metros y cuyo tipo de suelo es Argiudol Típico (Soil Survey Staff, 2014). La rotación de cultivos en ambos sitios en los últimos 10 años fue maíz/soja/trigo o cebada-soja. El primer sitio es manejado con LC, y el restante con SD, siendo ésta la única diferencia entre ellos.

Previo al comienzo del ensayo se obtuvieron residuos enriquecidos con ^{15}N y de calidad contrastante. Para ello, se cultivaron plantas de maíz (alta relación C:N) y de soja (baja relación C:N) en invernáculo y se fertilizaron con ^{15}N-urea con una dosis equivalente a 100 kg N ha^{-1}. Alcanzada la madurez fisiológica, las plantas fueron cosechadas, incluidas las raíces, y se descartaron los granos formados. El material vegetal obtenido se secó en estufa a 60 °C, y se picó hasta un tamaño final de 2x2 cm.

En cada lote correspondiente a un sistema de labranza (SD y LC) se tomó una sección homogénea de 10 x 10 m. En las que se dispusieron cilindros de PVC de 20 cm de diámetro y 25 cm de alto, enterrados a 20 cm de profundidad en el suelo en los cuales se colocaron los residuos de maíz o soja, según correspondiera. Las unidades experimentales se dispusieron siguiendo un diseño completamente al azar con cuatro réplicas por tratamiento y seis muestreos destructivos: 2, 4, 6, 8, 10 y 12 meses desde la incorporación de los residuos. Se trabajó con cantidades de residuos equivalentes a las aportadas con rendimientos en grano promedio de la zona: 8 Mg ha^{-1}de maíz y 2,5 Mg ha^{-1}de soja.

Muestreo y análisis de suelo y material vegetal

Previo al comienzo del ensayo se tomaron muestras representativas del suelo a dos profundidades (0-5 y 5-20 cm) de cada sitio seleccionado. En cada muestra se fraccionó la MO en MOP y MOA (Cambardella & Elliot, 1992) y en cada fracción se determinó el contenido de C por combustión húmeda (Schlichting *et al.*, 1995) y N por combustión seca en un analizador elemental (Flash EA 112), pH 1 2,5 en agua (Dewis & Freitas, 1970), y densidad aparente. Además, se tomó una alícuota representativa de cada residuo obtenido, en la que se determinó el contenido de C, mediante combustión seca en un analizador TrusPec CN (LECO, 2008). También se determinó el porcentaje de N por combustión seca y la abundancia de ^{15}N en un analizador elemental (Flash EA 112) acoplado a un espectrómetro de masa de relaciones isotópicas (DeltaPLUS, Finnigan MAT, Bremen, Germany).

El ensayo fue instalado el 23 de mayo de 2016. Se realizaron seis muestreos de suelo a intervalos de 2 meses comenzando en julio de 2016, de manera de estudiar el proceso de incorporación del N de los residuos a la MO durante un año. Cada muestreo consistió en la extracción completa de los cilindros. El suelo de cada cilindro se separó en dos profundidades (0-5 y 5-20 cm) se homogeneizó y se tomó una muestra representativa de cada profundidad, que fue secada al aire, molida y tamizada por 2 mm. En cada una de las muestras se fraccionó la MO en MOP y MOA (Cambardella & Elliot, 1992). En cada fracción se determinó el porcentaje de N (NOP y NOA, respectivamente) por combustión seca y la abundancia de ^{15}N (%at $^{15}N/^{14}N$) en un analizador elemental (Flash EA 112) acoplado a un espectrómetro de masa de relaciones isotópicas (Delta PLUS, Finnigan MAT, Bremen, Germany). Obtenidos los datos se calculó el porcentaje de N derivado de los residuos en cada fracción (Nddr %) según la siguiente ecuación:

$$\text{Nddr \%} = \frac{\alpha' fracción}{\alpha' residuo} * 100,$$

donde α'= exceso isotópico $^{15}N/^{14}N$.

Se registró la temperatura del suelo durante todo el período experimental mediante registradores automáticos colocados en los ensayos para tal fin, y se tomaron mediciones del contenido de agua por gravimetría semanalmente.

Análisis estadístico

Los datos fueron procesados con el software estadístico R (R Developement Core Team, 2010). Se realizaron análisis de la varianza para evaluar el efecto de la calidad de residuo y la fecha de muestreo separadamente para cada sistema de labranza y profundidad. Para la comparación de medias en los casos en los que correspondiera, se utilizó el test de diferencia mínima significativa (LSD) a un nivel de significancia de 5%. Se ajustaron modelos de regresión para todas las variables en estudio en función del tiempo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Variables edáficas y ambientales durante el ensayo

La Figura 1.a muestra las variaciones de la temperatura media del suelo y del aire, y la Figura 1.b, la contenido de agua del suelo y las precipitaciones durante todo el período analizado. Los valores de temperatura del suelo corresponden al promedio de temperatura media diaria a 2 cm de profundidad. Los datos de temperatura media del aire y precipitación mensual se obtuvieron de la estación meteorológica de la UIB, localizada a 300 m del sitio experimental.

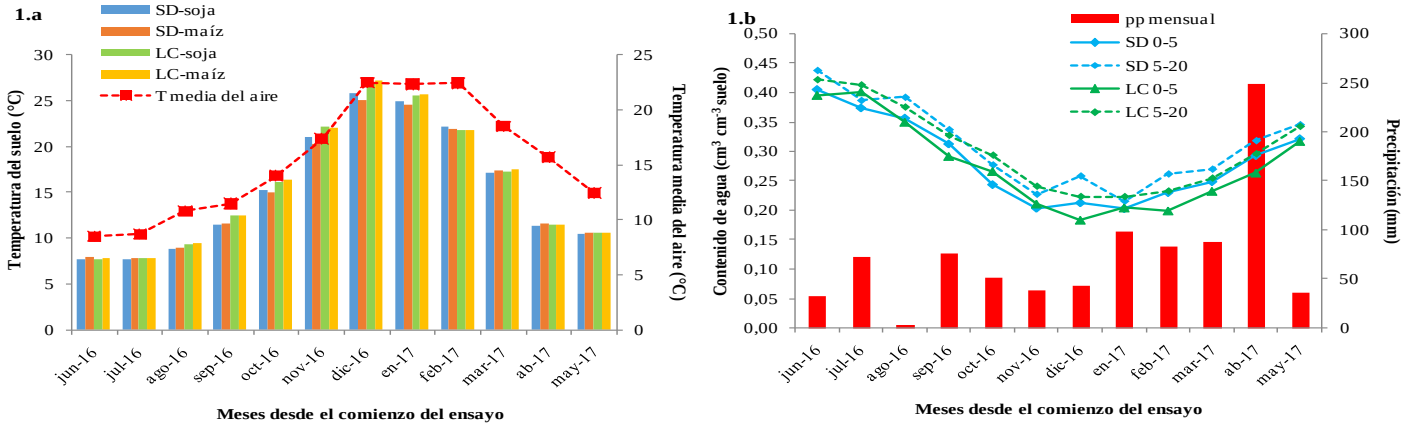


Figura 1: a: Temperatura media mensual del suelo y del aire y **b.** Humedad promedio mensual del suelo a dos profundidades (0-5 y 5-20 cm) y precipitación mensual.

La Tabla 1 muestra las características del suelo previo al inicio del ensayo. La mayor parte de las variables presentan valores similares en los dos sistemas de manejo, aunque el carbono y nitrógeno orgánico totales (COT y NOT, NOP y NOA fueron levemente superiores en LC. El %at $^{15}N/^{14}N$ es similar en el suelo de los dos sistemas de manejo y cercano a la abundancia natural, por lo que se puede aseverar que ninguno de los dos sitios presentaba enriquecimiento isotópico previo a la incorporación de los residuos marcados. La diferencia más notoria entre SD y LC es el pH (0,31 puntos, en promedio, superior en LC), y la densidad aparente del suelo (0,02 Mg m^{-3}, en promedio, superior en SD).

En la tabla 2 se observa la marcada diferencia en relación C:N de los residuos obtenidos y que el enriquecimiento isotópico alcanzado en los mismos es similar.

Tabla 1: Características de suelo bajo labranza convencional (LC) y siembra directa (SD) al comienzo del ensayo

Sitio	profundidad (cm)	pH	Dap (Mg m^{-3})	COT	NOT	NOP	NOA	%at $^{15}N/^{14}N$ NOP	NOA
				(g kg^{-1} suelo)					
LC	0-5	6,09	1,21	28,06	2,33	0,27	2,06	0,3685	0,3692
	5-20	6,11	1,26	26,76	2,29	0,23	2,05	0,3682	0,3693
SD	0-5	5,74	1,23	27,18	2,34	0,23	2,11	0,3674	0,3693
	5-20	5,8	1,28	25,55	2,19	0,19	2,00	0,3678	0,3690

LC: labranza convencional-SD: siembra directa- Dap: densidad aparente del suelo

Tabla 2: Características de los residuos aplicados

Residuo	%C	%N	C:N	%at $^{15}N/^{14}N$
Maíz	41,95	0,33	127,12	3,213
Soja	35,65	1,34	26,70	3,513

Nitrógeno en fracciones granulométricas y nitrógeno derivado de los residuos bajo diferentes usos del suelo

Los valores de NOP y NOA y el Nddr en cada fracción presentaron diferencias en función a la fecha de muestreo, el tipo de residuo incorporado y la interacción entre dichas variables, tanto en SD como en LC ($p<0,05$). En ambos sistemas de labranza y profundidades se observó que, luego de incorporarse los residuos, la cantidad de N en la fracción particulada (NOP) comenzó a aumentar mientras que, en la fracción asociada a los minerales (NOA) disminuía, describiendo ambas variables funciones cuadráticas con signos contrarios (Figuras 2 y 3).

En los primeros 5 cm del perfil bajo SD, el NOP aumentó a mayor tasa cuando el residuo incorporado fue soja con respecto a maíz. Sin embargo, a partir del mes ocho desde la incorporación de los residuos, la aplicación de soja resultó en disminución del NOP, mientras que en el suelo con maíz aún continuaba aumentando, probablemente por un

reciclo más lento a causa de su alta relación C:N (Mazzilli *et al.*, 2014). Al final del período analizado, el NOP en el tratamiento SD-soja fue estadísticamente igual al inicial, mientras que en SD-maíz fue superior (análisis no mostrado). El Nddr en esta fracción fue siempre superior cuando se incorporó soja, y presentó menor variación a través del tiempo. La diferencia en Nddr entre residuos fue significativa hasta los seis meses desde la incorporación, luego el Nddr de maíz aumentó hasta valores similares a los de soja (Figura 2.a).

Paralelamente, se halló una disminución del NOA con respecto al valor inicial, luego de la incorporación de ambos residuos. La disminución fue más marcada al incorporar maíz, encontrándose los valores mínimos de esta variable a los seis meses desde el aporte de residuos. Luego, el NOA aumentó y al final del experimento no se hallaron diferencias entre residuos ni con el valor inicial (Figura 2.c). Por otro lado, esta fracción presentó enriquecimiento en ^{15}N desde el primer muestreo (dos meses luego de incorporar los residuos), permaneciendo estable hasta el octavo mes y siempre superior en el tratamiento SD- soja con respecto a SD-maíz. Esto indica que una proporción del N de mayor labilidad de los residuos se estabiliza rápidamente en la fracción mineral, con mayor aporte con residuos de alta calidad. A partir del octavo mes, el aumento en NOA coincide con el de Nddr en esta fracción, la disminución del NOP y el Nddr-NOP. Esto pone de manifiesto que parte del NOA se mineralizó en ese período, mientras que desde la MOP se incorporó N proveniente de los residuos, previa descomposición y síntesis microbiana. Otras investigaciones han reportado que este tipo de aportes aumentan el ciclado microbiano de los compuestos derivados de los residuos (Gillespie *et al.*, 2013) y mejoran la eficiencia de transformación y estabilización de los mismos (Cotrufo *et al.*, 2013).

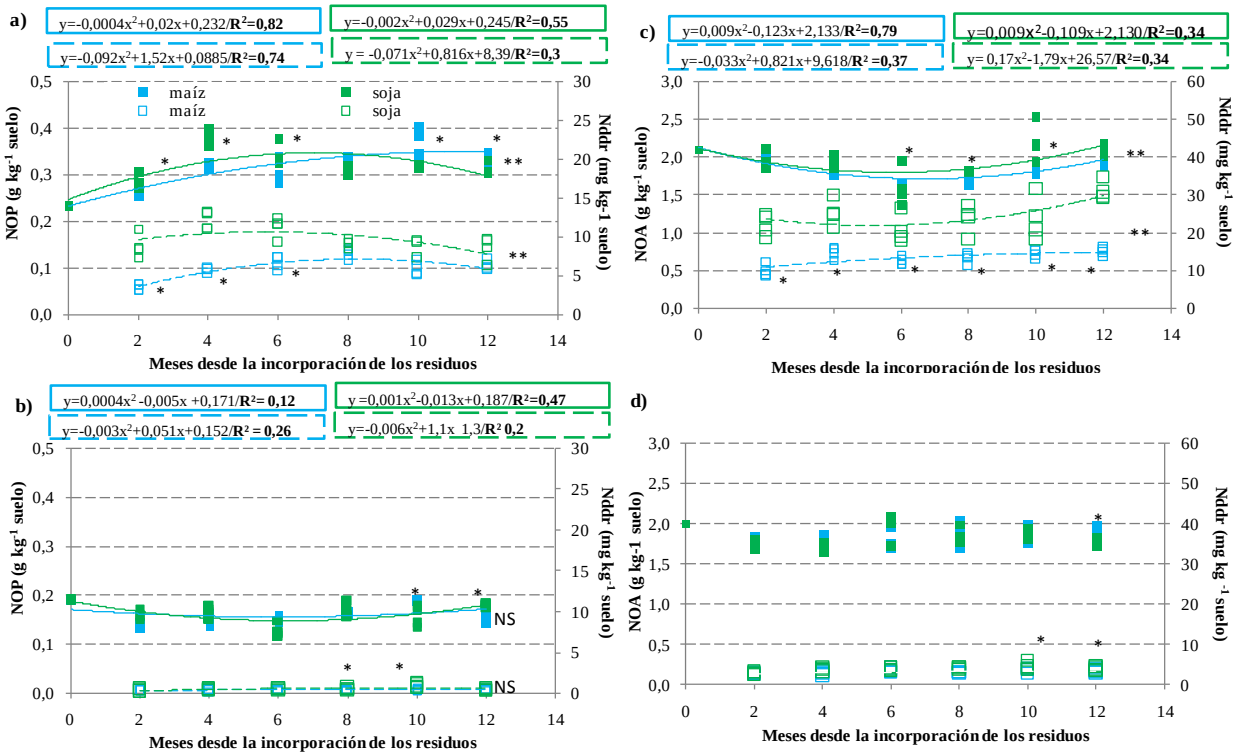


Figura 2: Nitrógeno orgánico particulado (NOP) (a y b) y asociado a la fracción mineral (NOA) (c y d) (líneas llenas) y nitrógeno derivado de los residuos (Nddr) en cada fracción (línea punteada), bajo **siembra directa** las profundidades de 0-5 cm (a y c) y 5-20 cm (b y d), en función del tiempo desde la incorporación de residuos de soja y maíz.*diferencias significativas entre maíz y soja dentro de una fecha de muestreo, **diferencias significativas entre modelos, NS modelos estadísticamente iguales. (LSD, α=0,05)

La diferencia entre los modelos de cada residuo destaca el rol de la calidad de los residuos aportados al suelo sobre su tasa de descomposición y estabilización. Residuos de alta calidad (baja relación C/N), se descomponen inicialmente a alta velocidad, pasando a formar parte de la MO rápidamente, mientras que los residuos de mayor relación C/N se descomponen y estabilizan más lentamente como resultado de una menor eficiencia biológica de utilización de los residuos (Cotrufo *et al.*, 2013, Castellano *et al.*, 2015). En este sentido, Helfrich *et al.* (2008), utilizando residuos de maíz enriquecido con ^{15}N, realizaron un seguimiento de la incorporación del N derivado de biomasa aérea (baja relación C:N= 27,4) y radical (alta relación C:N=86,4) a distintas fracciones y tamaños de agregados y encontraron que la cantidad de N que se estabilizaba en las mismas no variaba entre las calidades de residuo aportado. Sin embargo, dicho estudio se realizó por un período de tiempo corto (84 d) y en condiciones de laboratorio (temperatura y humedad óptimos para la

actividad biológica). Estas diferencias fueron grandes al inicio del período de descomposición, pero luego fueron disminuyendo.

Los patrones hallados en el estrato 5-20 cm fueron similares a los de 0-5 cm, pero con menores diferencias entre residuos y fechas de muestreo. Los modelos hallados tanto para maíz como para soja fueron significativos, pero no fueron diferentes entre sí para la fracción NOP (Figura 2.b). En la fracción NOA en cambio, ningún modelo pudo ser ajustado (Figura 2.d).

En LC se observaron los mismos patrones en el NOP, el NOA y el Nddr en las fracciones en función del tiempo que los observados en SD, pero las tasas de cambio en función del tiempo fueron mayores, como consecuencia de la mayor accesibilidad por parte de la biomasa microbiana, al incorporar los residuos al suelo (Bronick & Lal, 2005), y una mayor temperatura del suelo (Fig.1.a). El análisis de la fracción NOP y el Nddr en la misma, arrojó modelos estadísticamente significativos para ambas calidades de residuos y profundidades. En el análisis de regresión del NOP en función del tiempo, no se observó diferencia entre los modelo ajustados para maíz y soja a ninguna de las profundidades analizadas (Figuras 3.a y 3.b). Asimismo, a diferencia del comportamiento bajo SD, el Nddr en esta fracción presentó una tendencia a ser mayor al incorporar maíz pero la diferencia fue significativa sólo al final del período estudiado.

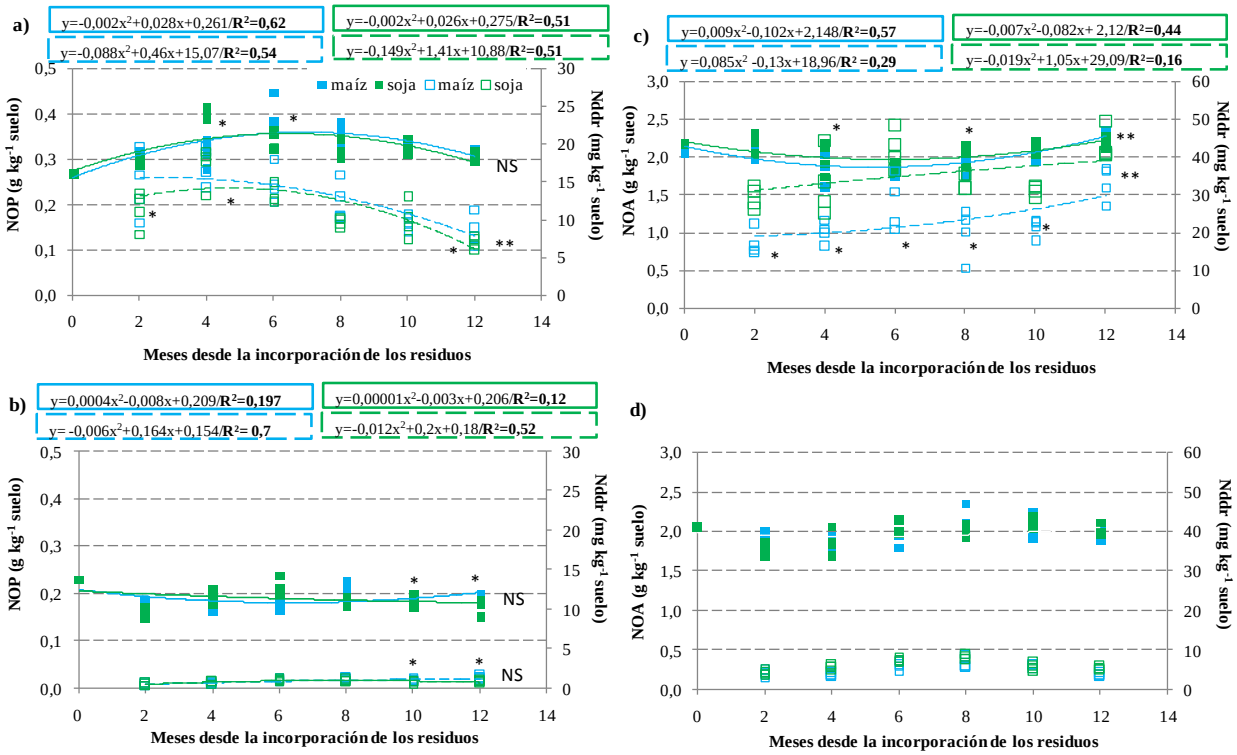


Figura 3:
Nitrógeno orgánico particulado (NOP) (a y b) y asociado a la fracción mineral (NOA) (c y d) (líneas llenas) y nitrógeno derivado de los residuos (Nddr) en cada fracción (línea punteada), bajo **labranza convencional** las profundidades de 0-5 cm (a y c) y 5-20 cm (b y d), en función del tiempo desde la incorporación de residuos de soja y maíz.*diferencias significativas entre maíz y soja dentro de una fecha de muestreo, **diferencias significativas entre modelos, NS modelos estadísticamente iguales. (LSD, α=0,05)

El aumento en el NOP a través del tiempo fue mayor y a mayor tasa, y la disminución temporal en el NOA menos marcada que en SD (Figura 3). En los primeros cm del perfil, el NOP y el Nddr en la fracción, aumentaron hasta un máximo en el sexto mes cuando comenzaron a disminuir, coincidentes con el aumento del NOA. Al igual que en SD se puede inferir una transferencia de una a otra fracción, en este caso más rápida que en aquel sistema de labranza. Esto resulta lógico, dado que el laboreo favorece la actividad microbiana al incrementar la oxigenación del ambiente edáfico y mejorar el contacto de los restos con el suelo, lo que favorece su descomposición (Bronick & Lal, 2005) y su estabilización (Helfrich *et al.*, 2008).

El rol de la calidad de los residuos en el ciclado del C y N de los mismos y su estabilización en fracciones continúa siendo un tema de investigación. Los mayores valores de los términos de los modelos y la menor diferencia entre calidades hallados en LC, implican que la tasa de ciclado del N de los residuos se ve acelerada en este sistema con respecto a SD, atenuando el efecto de la calidad. En los primeros 5 cm, el Nddr de la fracción NOA aumentó de manera constante, desde el inicio del ensayo con ambas calidades de residuos, evidenciando un aporte continuo de N desde los residuos al NOA, pero siendo siempre mayor para los residuos de soja. Esta observación contrasta con la visión clásica de

estabilización progresiva de compuestos en la MO desde fracciones gruesas a finas (Guggenberger *et al*., 1994), mientras que refuerza la hipótesis de estabilización de compuestos de forma directa desde sustratos lábiles (Cotrufo *et al*., 2013). Además, marca una diferencia notoria con lo observado en SD donde el aporte desde los residuos al NOA fue menor y a menor tasa (Figura 2.c). En otras investigaciones a campo, las aplicaciones a largo plazo de estiércol generaron más C y N asociado a las fracciones limo y arcilla que las aplicaciones de una turba de menor calidad (mayor C:N), cuando se incorporaban al suelo de manera similar a este experimento (Gerzabek *et al*., 2006).

CONCLUSIONES

Cuando los residuos de cosecha son dejados en superficie la calidad de los mismos cumple un rol fundamental en su incorporación al suelo y en la tasa a la cual su N pasa a formar parte de las fracciones de la MO. Cuando los residuos se incorporan al suelo con labranzas, el mezclado de los residuos con el suelo favorece su ciclado atenuando las diferencias. Una fracción del N se estabiliza rápidamente en el NOA mientras que, otra es transferida desde el NOP más lentamente tanto en SD como en LC y la misma es mayor cuando se incorpora un residuo de alta calidad.

BIBLIOGRAFÍA

- Bronick, CJ & R Lal. 2005. Soil structure and management: a review. Geoderma. 124(1-2):3-22.
- Cambardella, CA & ET Elliott. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J. 56(3):777-783.
- Castellano, MJ; KE Mueller; DC Olk; JE Sawyer & J Six. 2015. Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept. Glob. Change Biol. 21(9): 3200-3209.
- Cotrufo, MF; MD Wallenstein; CM Boot; K Denef & E Paul. 2013. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? Glob. Change Biol. 19(4): 988-995.
- Cyle, KT; N Hill, K Young; T Jenkins; D Hancoc; PA Schroeder & A Thompson, A. 2016. Substrate quality influences organic matter accumulation in the soil silt and clay fraction. Soil Biol. Biochem. 103:138-148
- Dewis, J & F Freitas. 1970. Métodos físicos y químicos de análisis de suelos y aguas. pp. 36-57. Boletín sobre suelos Nº 10. FAO. Roma.
- Gerzabek, MH; R S Antil; I. Kögel-Knabner; H Knicker; H Kirchmann & G Haberhauer. 2006. How are soil use and management reflected by soil organic matter characteristics: a spectroscopic approach. Eur. J. soil Sci. 57 (4):785-794
- Gillespie AW, A Diochon & B Ma. 2013.Nitrogen input quality changes the biochemical composition of soil organic matter stabilized in the fine fraction: a longterm study. Biogeochemistry. 117: 337–350.
- Guggenberger G; BT Christensen & W Zech. 1994. Land-use effects on the composition of organic-matter in particle-size separates of soil. 1. Lignin and carbohydrate signature. European Journal of Soil Science, 45, 449–458.
- Helfrich, M; B Ludwig; M Potthoff & H Flessa. 2008. Effect of litter quality and soil fungi on macroaggregate dynamics and associated partitioning of litter carbon and nitrogen. Soil Biol. Biochem. 40(7): 1823-1835.
- LECO. 2008. Organicapplicationnotes.[en línea] <http://www.leco.com/>[consultado: 1 de noviembre 2017]
- Mazzilli, SR; AR Kemanian; O Ernst; RB Jackson & G Piñeiro. 2014. Priming of soil organic carbon decomposition induced by corn compared to soybean crops. Soil Biol. Biochem. 75: 273-281.
- Monaghan, R & D Barraclough. 1995. Contributions to gross N mineralizatin from 15N-labelled macroorganic matter fractions during laboratory incubations. Soil Biol. Biochem. 27(12): 1623-1628.
- R Developement Core Team. 2010. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. (http://www.Rproject.org).
- Robertson, GP & PM Groffman. 2015. Nitrogen transformations. In: Paul. E.A (ed). Soil microbiology, ecology and biochemistry.Fourthedition.Academic Press, Burlington, Massachusetts, USA.pp 421-446.
- Schlichting, E; HP Blum, & K Stahr. 1995.BodenkundlichesPrakticum; Berlin/Wien.Blockwell.Wissenschafts-Verlag. 295p.
- Six, J; RT Conant; EA Paul & K Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. Plant and soil. 241(2): 155- 176.
- Soil Survey Staff. 2014. Keys to Soil Taxonomy, 12th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service. Washington DC.
- Van Den Bossche, A; S De Bolle; S De Neve & G Hofman. 2009. Effect of tillage intensity on N mineralization of different crop residues in a temperate climate. Soil Till. Res. 103(2):316-324.

C1P17. DINÁMICA DEL CARBONO EN FRACCIONES GRANULOMÉTRICAS DURANTE LA INCORPORACIÓN DE RESIDUOS DE COSECHA DE CALIDAD CONTRASTANTE

Di Gerónimo, Paula.F.[1,2*]; Studdert, Guillermo. A.[2] y Videla, Cecilia[2]
[1]Comisión de Investigaciones Científicas de la provincia de Buenos Aires (CIC).[2]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Ruta 226 km 73,5. Balcarce, Buenos Aires Argentina. *digeronimopaula@gmail.com

RESUMEN

En los sistemas agrícolas, los residuos de cultivos incorporados son la principal entrada de carbono (C) orgánico del suelo (COT). La descomposición y estabilización del C de los residuos varían con la calidad (relación C:nitrógeno (N)) y con la forma de incorporación (i.e siembra directa, SD, o labranza convencional, LC). El objetivo de este trabajo fue estudiar las variaciones de C orgánico durante la incorporación de residuos de cosecha de distinta calidad a dos fracciones del COT (C orgánico particulado (COP, > 53 µm) y asociado a la fracción mineral (COA, >53 µm)) bajo SD y LC. Residuos de maíz (alta relación C:N) y soja (baja relación C:N) fueron incorporados al suelo o dejados en superficie, simulando LC y SD, respectivamente. Se determinaron los contenidos de COT, COA y COP cada dos meses, durante un año. En ambos sistemas de labranza, el COP fue la fracción más sensible a la calidad de los residuos y su contenido fue superior durante gran parte del experimento en las situaciones en que se utilizó residuo de maíz. El COA disminuyó en los primeros 6 meses en ambos sistemas de labranza, independientemente de la calidad del residuo aportado. Luego de un año desde el aporte de los residuos, se hallaron algunas diferencias en el COP, pero no hubo diferencias ni en COT ni en COA respecto al valor inicial bajo ninguno de los sistemas presentó. El aporte de residuos de cosecha al suelo no generó cambios en el COT en el plazo estudiado, pero sí modificó temporalmente la distribución del C en sus fracciones.

Palabras claves: calidad de residuos, labranza convencional, siembra directa

INTRODUCCIÓN

El contenido de carbono (C) orgánico de un suelo (COT) depende del balance entre la cantidad de C que ingresa al suelo vía aportes orgánicos y la cantidad de carbono mineralizado por la biota edáfica, por lo que su dinámica puede ser regulada mediante las prácticas de manejo y cultivos que se empleen (Studdert & Echeverría, 2000).La separación del COT en C orgánico particulado (fracción >53µm, COP) y asociado a los minerales (fracción <53µm, COA) (Cambardella & Elliott, 1992) ha resultado útil para explicar la dinámica de aquél (Six *et al.*, 2002). Así, cuando un residuo toma contacto con el suelo, pasa por diversas etapas de transformación, y el C de los mismos pasa a integrar aquellas fracciones (Cyle *et al*., 2016). La tasa de transformación de los residuos y la cantidad de C que se estabiliza en cada fracción depende, en gran medida, de la calidad del material incorporado (i.e: relación C:nitrógeno (N)) (Mazzilli *et al.*, 2014, 2015) y del sistema de labranza empleado (Tan *et al*., 2007). Residuos de alta calidad (baja relación C:N) son transformados a mayor tasa (Mazzilli *et al.*, 2015), por lo que su C podría pasar a integrar las fracciones del COT más rápidamente que aquél proveniente de residuos de menor calidad (alta relación C:N) (Cotrufo *et al.*, 2013). En el mismo sentido, cuando se incorpora un residuo mediante labores agresivas (LC), el mismo se descompone más rápidamente que cuando permanece en superficie (i.e, siembra directa, SD). Sin embargo, el laboreo rompe agregados e incrementa la oxigenación exponiendo carbono protegido en su interior al ataque de microorganismos, lo que promueve su mineralización (Curtin *et al.*, 2014).

Cuando se combinan distintas calidades de residuos y sistemas de labranza, lo cual ocurre frecuentemente bajo rotaciones agrícolas, se generan interacciones que dificultan la comprensión de la dinámica del C edáfico. El objetivo de este trabajo fue estudiar la dinámica delos contenidos de COT, COA y COP durante la incorporación de residuos de calidad contrastante, bajo LC y SD.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron dos ensayos en lotes previamente seleccionados para tal fin dentro de la Unidad Integrada Balcarce (Facultad de Ciencias Agrarias-Estación experimental Agropecuaria INTA Balcarce). Se seleccionaron dos lotes bajo producción agrícola, distanciados 50 m entre sí, cuyo tipo de suelo es Argiudol Típico (Soil Survey Staff, 2014). La rotación de cultivos en ambos sitios en los últimos 10 años fue maíz (*Zea mays* L.)/soja (*Glycine max* (L.) Merr)/trigo *Triticum aestivum* L.) o cebada (*Hordeum vulgare* L.)-soja. El primer sitio es manejado con LC, y el otro, con SD, siendo ésta la única diferencia entre los mismos.

Previo al comienzo del ensayo se cultivaron plantas de maíz (alta relación C:N) y de soja (baja relación C:N) en invernáculo hasta alcanzada la madurez fisiológica. Luego, las plantas fueron cosechadas incluyéndose las raíces, y se descartaron los granos formados. El material vegetal obtenido se secó en estufa a 60 °C, y se picó hasta un tamaño final de 2x2 cm.

En cada lote correspondiente a un sistema de labranza (SD y LC) se tomó una sección homogénea de 10 x 10 m., en las que se dispusieron cilindros de PVC de 20 cm de diámetro y 25 cm de alto, enterrados a 20 cm de profundidad en el suelo donde se colocaron los residuos de maíz o soja, según correspondiera. En el caso de los cilindros simulando LC, los residuos se mezclaron y homogeneizaron con el suelo utilizando una pala hasta 20 cm de profundidad. Las unidades experimentales se dispusieron siguiendo un diseño completamente al azar con cuatro réplicas por tratamiento y seis muestreos destructivos: 2, 4, 6, 8, 10 y 12 meses desde la incorporación de los residuos. Se utilizaron cantidades de residuos equivalentes a las aportadas por cultivos con rendimientos en grano promedio de la zona: 8 Mg ha^{-1}de maíz y 2,5 Mg ha^{-1}de soja. El ensayo fue instalado el 23 de mayo de 2016.

Muestreo y análisis de suelo y material vegetal

Previo al comienzo del ensayo se tomaron muestras representativas del suelo de cada sitio seleccionado a dos profundidades (0-5 y 5-20 cm), para realizar una caracterización inicial de cada uno. Los seis muestreos mencionados consistieron en la extracción completa de los cilindros, y separación del suelo contenido en dos profundidades (0-5 y 5-20 cm). Cada porción de suelo se homogeneizó y se tomó una muestra representativa de cada profundidad, que fue secada al aire, molida y tamizada por 2 mm.

En las muestras de suelo del muestreo inicial y de los seis momentos de muestreo siguientes, se realizó el fraccionamiento granulométrico por tamaño de partícula en dos fracciones >53 µm y <53µm (Cambardella & Elliot, 1992) y en cada fracción se determinó el contenido de C (COP y COA, respectivamente) y en la masa total del suelo (COT), mediante combustión húmeda con mantenimiento de la temperatura de reacción (Schlichting *et al.*, 1995).

Se tomó una alícuota representativa de cada residuo obtenido, en la que se determinaron los contenidos de C y N, mediante combustión seca en un analizador TrusPec CN (LECO, 2008). Mediante la misma técnica se determinó el contenido de N orgánico total (NOT) en las muestras de suelo previo al inicio del ensayo. En estas muestras se determinó también, el pH (relación 1 2,5 en agua) (Dewis & Freitas, 1970), y la densidad aparente (Dap). En la Tabla 1, se puede observar que no hubo diferencias notorias entre SD y LC, a excepción del pH (0,32 unidades inferior en SD) y el COP (0,51 g kg^{-1} suelo superior en LC). La relación C/N de los residuos fue muy superior en maíz con respecto a soja.

Tabla 1: Características edáficas de los sitios seleccionados y de los residuos aplicados

Sitio	Profundidad (cm)	pH	Dap (Mg m^{-3})	COT (g kg^{-1} suelo)	COP (g kg^{-1} suelo)	COA (g kg^{-1} suelo)	NOT (g kg^{-1} suelo)	RESIDUO (%C)	(%N)	(C:N)
LC	0-5	6,09	1,21	28,06	3,67	24,39	2,33		Maíz	
	5-20	6,11	1,26	26,76	2,89	23,86	2,28	41,95	0,33	127,12
SD	0-5	5,74	1,23	27,18	2,68	24,5	2,34		Soja	
	5-20	5,8	1,28	25,5	2,53	22,96	2,18	35,65	1,34	26,70

Se registró la temperatura del suelo durante todo el período experimental mediante registradores automáticos colocados en los ensayos para tal fin, y se tomaron muestras semanalmente para la determinación del contenido de agua por gravimetría. Los datos se muestran en la Figura 1. Durante la mayoría del período experimental el sitio LC tuvo mayor temperatura media del suelo y un menor contenido de agua que SD.

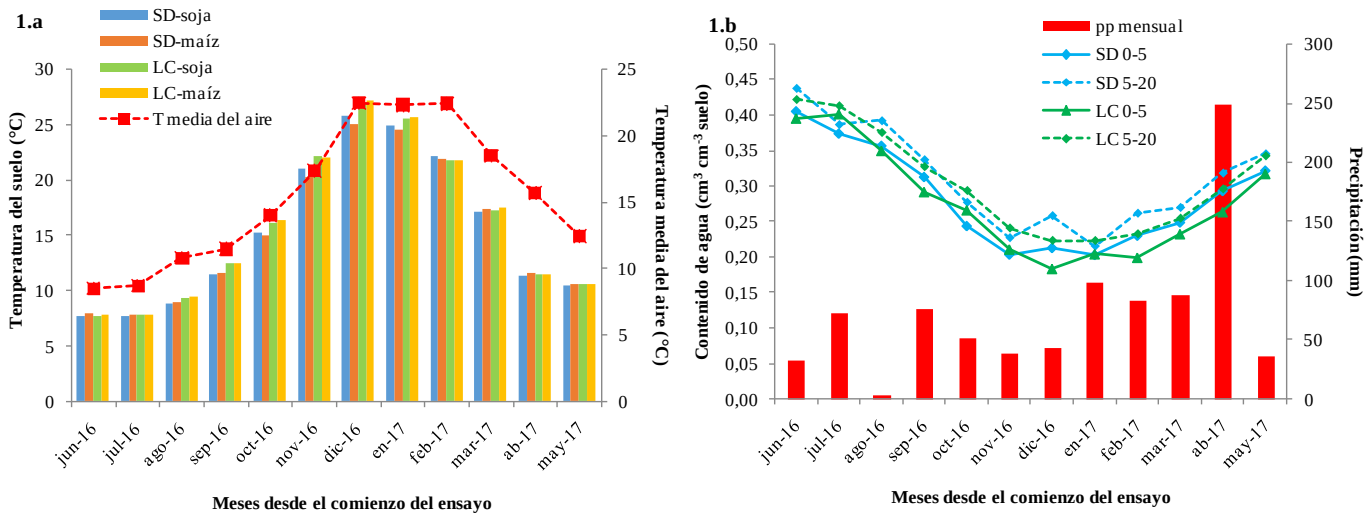


Figura 1: a: Temperatura media mensual del suelo y del aire y **b.** Humedad promedio mensual del suelo a dos profundidades (0-5 y 5-20 cm) y precipitación mensual.

Análisis estadístico

Los datos fueron procesados con el software estadístico R (R Development Core Team, 2010). Se realizaron análisis de la varianza para evaluar el efecto de la calidad de residuo y la fecha de muestreo separadamente para cada sistema de labranza y profundidad. Para la comparación de medias en los casos en los que correspondiera se utilizó el test de diferencia mínima significativa LSD a un nivel de significancia de 5%.

Se ajustaron modelos de regresión para las variables COP y COA en función del tiempo, separadamente para cada tipo de residuo y profundidad (COP-Maíz, COP-Soja, COA-Maíz y COA-Soja). Se realizó la comparación de los modelos para Maíz y Soja en cada sistema de labranza y profundidad, utilizando un nivel de significancia del 5 %.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis de las fracciones COP y COA (Figura 2) reveló efecto del tipo de residuo incorporado tanto en SD como en LC, ambas profundidades. En los primeros 5 cm del perfil (Figura 2.a y 2.b), el COP fue siempre superior al incorporar maíz con respecto a incorporar soja, siendo las diferencias significativas en los meses 2,6,8 y 10 en SD (Figura 2.a) y 6,8,10y 12 en LC (Figura 2.b). Las diferencias entre residuos fueron más marcadas en LC. A esta profundidad el COA sólo presentó diferencias significativas en el mes 2 en SD (Figura 2.a) y en los meses 10 y 12 en LC (Figura 2.b), siendo superior cuando el residuo aportado fue maíz ($p<0,05$). Las variaciones del COP y COA a través del tiempo desde la incorporación de los residuos fueron adecuadamente descriptas por funciones cuadráticas de signos contrarios. Todos los modelos ajustados a esta profundidad fueron estadísticamente significativos. Sin embargo, mientras que los modelos COP-Maíz y COP-Soja fueron estadísticamente diferentes entre sí en ambos sistemas de labranza, los modelos COA-Maíz y COA-Soja, sólo se diferenciaron en LC. Po lo tanto, en SD las variaciones en el COA en el tiempo pudieron ser descriptas por un solo modelo (Figura 2.a).

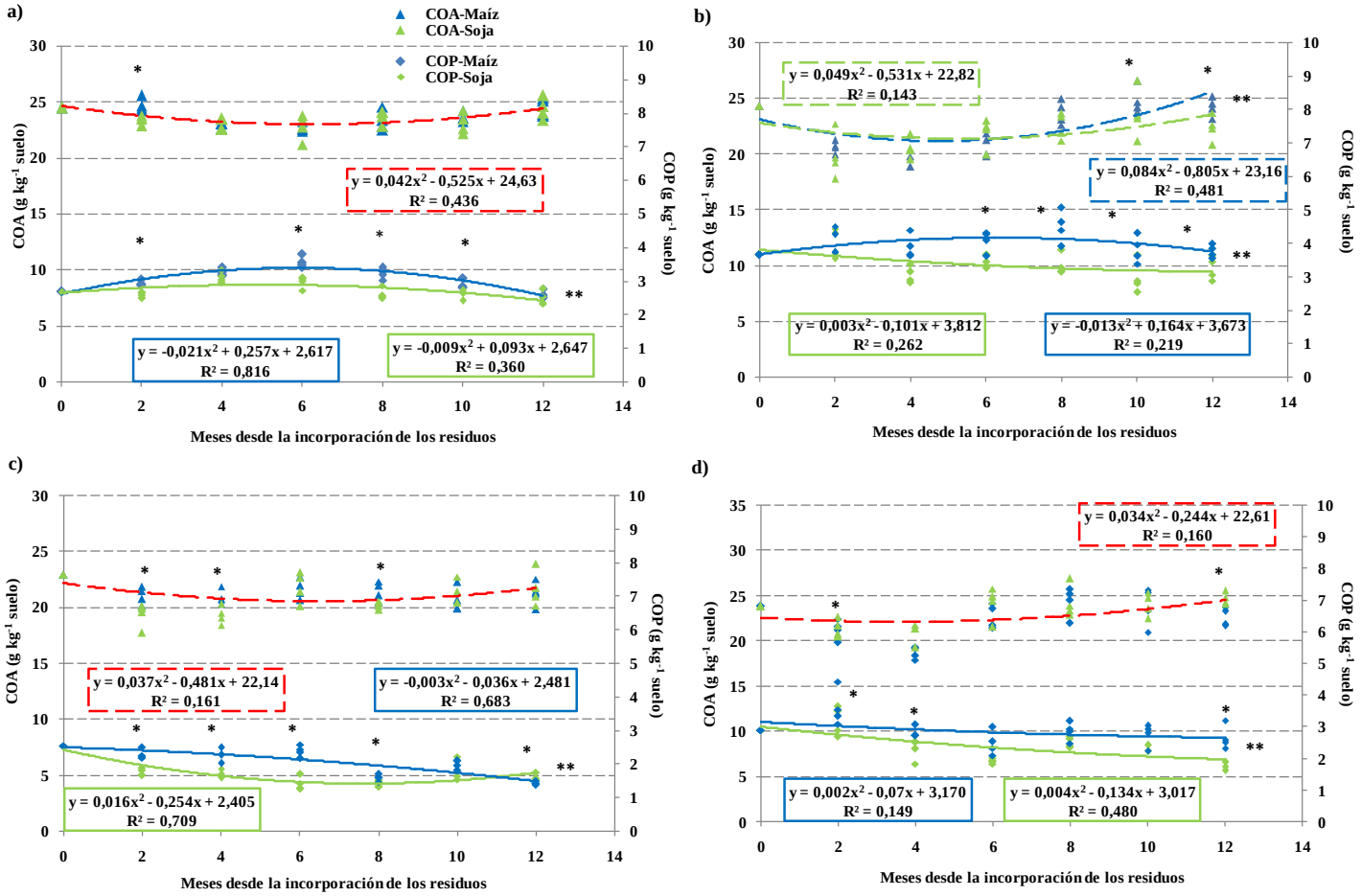


Figura 2: Carbono orgánico particulado (COP) (líneas llenas) y asociado a los minerales (COA) (líneas punteadas) en función de los meses desde la incorporación de los residuos, en los primeros 5 cm de suelo en siembra directa (a) y labranza convencional (b) y en 5-20 en siembra directa (c) y labranza convencional (d). (**) indica modelos estadísticamente diferentes. (*) indica diferencia significativa entre residuos dentro de una fecha de muestreo (LSD, α=0,05).

En el estrato 5-20 cm, el COP fue estadísticamente superior al incorporar maíz con respecto a soja en los meses 2,4,6,8 y 12 en SD (Figura 2.c) y 2,4 y 12 en LC (Figura 2.d). El COA, sólo presentó diferencias en los meses 2,4 y 8 en SD (Figura 2.c) y 2 y 12 en LC (Figura 2.d), siendo superior cuando el residuo aportado fue maíz ($p<0,05$). A esta profundidad, los modelos COP-Soja y COP-Maíz, fueron diferentes entre sí en ambos sistemas de labranza ($p<0,05$), mientras que los modelos COA-Soja y COA-Maíz no se diferenciaron ni en SD ni en LC. En ambos casos, las variaciones en el tiempo del COA se explicaron por un solo modelo para cada sistema de labranza.

El mayor contenido de COP hallado al incorporar maíz coincide con lo informado por Mazzilli *et al.* (2014) al comparar sistemas de monocultivo de maíz y soja en SD en un Argiudol Típico en Uruguay. Esto puede deberse, en parte, a que la cantidad de C aportado con este residuo fue más de tres veces superior a la de soja. Sin embargo, las diferencias halladas entre calidades no fueron tan evidentes como cabría esperar. Cabe destacar que la calidad del residuos de maíz fue marcadamente inferior con una relación C:N 4,7 veces superior a la de soja (Tabla 1), lo cual limitó fuertemente su descomposición. En el último momento de muestreo (12 meses), gran parte de los residuos de maíz permanecían sin descomponer, mientras que los de soja se habían descompuesto totalmente en ambos sistemas de labranza.

Una pequeña proporción del COA fue mineralizada durante los primeros 4 meses luego del agregado de los residuos y paralelamente al aumento de COP (Figura 2). En muchos estudios sobre la transformación y estabilización del C y N de los residuos se ha detectado mayor liberación del C y/o N nativos comparados con el suelo que no recibió residuos. Esto efecto es conocido como priming y es resultado de las interacciones entre la transformación microbiana de las sustancias añadidas y los ciclos naturales del suelo de ambos elementos (Kuzyakov *et al.*, 2000). Es probable que este fenómeno explique los patrones hallados en la dinámica del COA. Al respecto, Mazzilli *et al.*, (2014, 2015) analizando los cambios en $\delta^{13}C$ en el COP y COA, probaron que la calidad y la cantidad de residuos aportados regulaba la tasa de descomposición de la materia orgánica nativa (*k)* ya que, el efecto era mayor cuando el residuo incorporado era maíz con respecto a soja. A partir del mes 6 la tendencia fue inversa, mientras que el COA aumentaba, el COP disminuía (Figura

2), probablemente como resultado de transferencia de C de una a otra fracción (Mazzilli *et al.*, 2014, 2015) y/o por aporte directo del C de los residuos al COA (Haddix *et al.*, 2016).

Cabe destacar que los residuos que se utilizaron durante esta investigación, habían sido enriquecidos con ^{15}N previo a su incorporación al suelo. En ambos sistemas de labranza y profundidades Di Gerónimo *et al.*, (2018), encontraron que luego de incorporarse los residuos, el contenido de N orgánico asociado a los minerales (NOA) disminuía, de manera similar al COA y paralelamente esta fracción se enriquecía con ^{15}N, probando que una fracción del N se estaba incorporando al NOA. A diferencia de lo hallado en el COA, la disminución del NOA fue mayor al incorporar maíz, con respecto a incorporar soja. De la misma manera que lo aquí observado para el COP, el N orgánico particulado (NOP), aumento y se enriqueció en ^{15}N durante los primeros 6 a 4 meses, siendo este aumento superior al aportar soja. Luego, tanto el NOP como el su enriquecimiento en ^{15}N disminuyeron, mientras el NOA y su enriquecimiento en ^{15}N aumentaban, demostrando transferencia de N de una a otra fracción. Todos los fenómenos observados ocurrieron a mayor tasa en LC con respecto a SD. Dado que el C y N edáficos tienen dinámicas acopladas, es probable que las variaciones en COA y COP aquí observadas respondan a fenómenos similares a los observados para el N. Sin embargo, se destaca que el NOP y el NOA fueron más sensibles a la calidad de los residuos aportados y al tipo de labor implementada que el COP y el COA.

El COT no presentó efecto del tipo de residuo incorporado en ninguno de los momentos de muestreo desde la incorporación de los residuos ni en SD ni en LC. Tampoco se hallaron diferencias significativas entre el COT al inicio y al final del ensayo en ninguno de los sistemas analizados (Tabla 2).

Tabla 2: Carbono orgánico total (COT) y en fracciones granulométricas (COP y COA) previo a la incorporación (momento 0) de residuosde maíz (M) y soja (S) y luego de 12 meses (tiempo 12) simulando LC y SD.

Residuo y sistema de labranza	Profundidad (cm)	Momento (meses)	COP	COA	COT
			(g kg^{-1} suelo)		
Maíz-SD	0-5	0	2,68**a**	24,50**a**	27,18a
		12	2,59**a**	24,51**a**	27,10**a**
	5-20	0	2,54**a**	22,96**a**	25,50**a**
		12	1,41 **b**	21,25**a**	22,66**a**
Soja-SD	0-5	0	2,68**a**	24,50**a**	27,18**a**
		12	2,50**a**	24,40**a**	26,90**a**
	5-20	0	2,54**a**	22,96**a**	25,50**a**
		12	1,58**b**	21,67**a**	23,25**a**
Maíz-LC	0-5	0	3,67**b**	24,39**a**	28,06**a**
		12	3,78**a**	24,26**a**	28,04**a**
	5-20	0	2,90**a**	23,86**a**	26,76**a**
		12	2,66**a**	22,63**a**	25,29**a**
Soja-LC	0-5	0	3,67**a**	24,39**a**	28,06**a**
		12	3,26**b**	22,42**a**	25,68**a**
	5-20	0	2,90**a**	23,86**a**	26,76**a**
		12	1,79**b**	24,72**a**	26,51**a**

Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas entre tiempos dentro de cada labranza, residuo y profundidad (LSD, α=0,05).

A pesar de los cambios en COP y COA en respuesta a la incorporación de los residuos durante el período analizado (Tabla 2), se hallaron sólo algunas diferencias al final del ensayo respecto al inicio. La incorporación de maíz en LC generó un aumento significativo del COP en los primeros 5 cm el perfil, mientras que no se observó ningún efecto en 5-20 cm. En este sistema, la incorporación de soja resultó en una disminución del COP en ambas profundidades. En SD ambas calidades de residuos generaron disminución del COP en 5-20 cm, mientras que no se hallaron cambios en 0-5 cm. La fracción COA, al igual que el COT no presentó diferencias entre el inicio y el final del ensayo en ninguna de las situaciones analizadas. Otras investigaciones a campo hallaron efectos de la calidad de los residuos en el COT y el COA, incluso cuando la cantidad de C aportado fue similar, aunque tales efectos fueron sólo a largo plazo (Kirchman *et al.*, 2004). Helfrich *et al*, (2008), trabajando en condiciones de laboratorio, y Gentile *et al.* (2011), trabajando a campo,

durante un lapso similar al de este trabajo, tampoco hallaron cambios en el COT ni en su distribución en respuesta a la calidad de los residuos aportados.

CONCLUSIONES

El aporte de residuos de cosecha al suelo no generó cambios en el COT, pero si modificó temporalmente la distribución del C en fracciones. A pesar de que los mayores cambios se hallaron en el COP, el COA también fue sensible a los cambios en el manejo en el corto plazo.

BIBLIOGRAFÍA

- Cambardella, CA & ET Elliott. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J. 56:777-783.
- Cotrufo, MF; MD Wallenstein; CM Boot; K Denef & E Paul. 2013. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter? Glob. Change Biol. 19: 988-995.
- Curtin, D; MH Beare; CL Scott; G Hernandez-Ramirez & ED Meenken. 2014. Mineralization of soil carbon and nitrogen following physical disturbance: a laboratory assessment. Soil Sci. Soc. Am. J. 78:925-935.
- Cyle, KT; N Hill, K Young; T Jenkins; D Hancoc; PA Schroeder & A Thompson, A. 2016. Substrate quality influences organic matter accumulation in the soil silt and clay fraction. Soil Biol. Biochem. 103:138-148
- Dewis, J & F Freitas. 1970. Métodos físicos y químicos de análisis de suelos y aguas. pp. 36-57. Boletín sobre suelos Nº 10. FAO. Roma.
- Di Gerónimo, PF; C Videla & GA Studdert. 2018. Incorporación del nitrógeno de residuos e cosecha de distinta calidad a la materia orgánica del suelo. Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. San Miguel de Tucumán. 15-18 de mayo de 2018.
- Gentile, R; B Vanlauwe & J Six. 2011. Litter quality impacts short- but not long-term soil carbon dynamics in soil aggregate fractions. Ecol. Appl 21:695–703.
- Haddix, LM; AP Eldor & MF Cotrufo. 2016. Dual, differential isotope labeling shows the preferential movement of labile plant constituents into mineral bonded soil organic matter. Glob. Change Biol. 22:2301-2312.
- Helfrich, M; B Ludwig; M Potthoff & H Flessa. 2008. Effect of litter quality and soil fungi on macroaggregate dynamics and associated partitioning of litter carbon and nitrogen. Soil Biol. Biochem. 40:1823-1835.
- Kirchmann , H; G Haberhauer; E Kandeler ; A Sessitsch& MH Gerzabek. 2004. Effects of level and quality of organic matter input on carbon storage and biological activity in soil: synthesis of a long-term experiment. Global Biogeochem. Cy. 18:GB4011.
- Kuzyakov, Y; JK Friedeleb & k Stahr. 2000. Review of mechanisms and quantication of priming effects. Soil Biol. Biochem. 32:1485-1498.
- LECO. 2008. Organic applicationnotes.[en línea] <http://www.leco.com/>[consultado: 1 de noviembre 2017].
- Mazzilli, SR; AR Kemanian; O Ernst; RB Jackson & G Piñeiro. 2014. Priming of soil organic carbon decomposition induced by corn compared to soybean crops. Soil Biol. Biochem. 75:273-281.
- Mazzilli, SR; AR Kemanian; O Ernst; RB Jackson & G Piñeiro. 2015. Greater humification of belowground than aboveground biomass carbon into particulate soil organic matter in no-till corn and soybean crops. Soil Biol. Biochem. 85:22-30
- R Development Core Team. 2010. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. (http://www.Rproject.org).
- Schlichting, E; HP Blum, & K Stahr. 1995.BodenkundlichesPrakticum; Berlin/Wien.Blockwell.Wissenschafts-Verlag. 295p.
- Six, J; RT Conant; EA Paul & K Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. Plant Soil. 241: 155- 176.
- Soil Survey Staff. 2014. Keys to Soil Taxonomy, 12th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service. Washington DC.
- Studdert, GA & HE Echeverría. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. Soil Sci. Soc. Am. J. 64:1496-1503.
- Tan, Z; R Lal; L Owens & RC Izaurralde. 2007. Distribution of light and heavy fractions of soil organic carbon as related to land use and tillage practice. Soil Till. Res. 92(1): 53-59.

C1P18. VARIACIÓN INTRALOTE DE PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS EN SUELOS HALOMÓRFICOS

Díaz, Carola C.; Apezteguía, Hernán P. y Aoki, Antonio M.

Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba. Avenida Valparaíso s/n, Ciudad Universitaria. Córdoba Capital. Argentina. caroladiaz@agro.unc.edu.ar

RESUMEN

Los suelos halomórficos constituyen un grupo integrado por suelos cuyo rasgo en común es que han sido, son afectados por sales, o presentan potencial de ser afectados por ellas en el futuro. Al NE de la provincia de Córdoba el avance de los desmontes sobre suelos con presencia de sales solubles incrementó procesos degradativos. La zona de estudio se ubica dentro de la cuenca de la depresión de Mar chiquita, la cual presenta una red de drenaje definida, con circulación permanente, en la cual la transferencia de agua y solutos entre regiones es rápida, presentando procesos de inundación y anegamiento. El objetivo de este trabajo fue estudiar la variabilidad en las propiedades físico-químicas de suelos con distintos grados de salinidad y de cobertura vegetal en comparación al bosque nativo. Se tomaron muestras en 3 localidades (ordenadas en relación inversa a la cercanía a la laguna): Villa Fontana (VF), Balnearia (B) y Miramar (M) dentro de lotes "overos". En cada sitio se identificó el bosque nativo (G0) y 3 grados de cobertura vegetal: pastura implantada con crecimiento normal (G1), manchón con vegetación de menor crecimiento (G2) y manchón de suelo desnudo o con mínima presencia de vegetación (G3). Se determinaron: pH y conductividad eléctrica (CE), resistencia a la penetración (RP), estabilidad estructural (EE), densidad aparente (Dap) y humedad edáfica (W%). Se analizaron los datos mediante el programa InfoStat. En VF y B el tratamiento G0, presentó pH neutro en todo el perfil; mientras que aumentó a valores de entre 7,6 a 8,2 a los 60-80 cm en los otros tratamientos. En M el comportamiento fue similar para G0, G1 y G2: con un aumento de pH a partir de los 20-40 cm tomando valores de 8 a 8,5, mientras que en G3 el pH fué mayor a 8 desde la superficie. En la localidad VF la conductividad fue inferior a 2 $dS.m^{-1}$, en todas las profundidades y tratamientos. En cambio en B y M los tratamientos G0, G1 y G2 presentaron valores de CE bajos en superficie, pero incrementándose hasta valores de 10 $dS.m^{-1}$ a los 70 cm de profundidad y en los manchones desnudos (G3) fue mayor a 5 $dS.m^{-1}$ desde la superficie. En cuanto a estabilidad estructural (EE), en los sitios VF y M, se encontraron valores significativamete mayores en G0 respecto a los otros tres tratamientos, en cambio en Balnearia no se encontraron diferencias significativas. Finalmente se realizó un análisis de correlación entre las variables RP, Dap y W%, encontrandose correlación positiva entre las variables Dap y RP a la profundidad de 20 a 30 cm y no se encontró correlación entre RP y W% en el rango de humedades analizadas. Como conclusión podemos decir que se empiezan a observar procesos de salinización y sodificación, evidenciando la falta de prácticas de manejo adecuadas para estos suelos. El desmonte rompe el equilibrio que ejercía el bosque sobre el ecosistema afectando el balance hídrico y la redistribución de sales en el perfil modificando de esta manera propiedades edáficas del suelo.

Palabras claves: Suelos halomórficos, Mar Chiquita

C1P19. ANÁLISIS COMPUTACIONAL DE LA RESPUESTA DE LA TOMOGRAFÍA DE RESISTIVIDAD ELÉCTRICA FRENTE A GRIETAS DEL SUELO

Dolinko[1], Andres; Losinno*[1], Beatriz y Lemelliet[1], Fabián

[1] Universidad de Buenos Aires. Facultad de Agronomía. Depto. de IA y UT, Catedra de Física
Av. San Martin 4453 - C1417DSE - Buenos Aires - Argentina

* Autor de contacto: losinno@agro.uba.ar

RESUMEN

Debido a la capacidad del método de Tomografía de Resistividad Eléctrica (TRE) para detectar grietas en laboratorio y a campo, en estudios experimentales se ha realizado un análisis de la correlación entre la geometría de grietas producidas naturalmente en el suelo con la información proporcionada por la TRE, para determinar características morfológicas de las mismas. En este trabajo, realizamos un estudio complementario que consiste en llevar a cabo una correlación similar, usando grietas generadas computacionalmente con contornos conocidos predeterminados, y aplicando métodos de post procesamiento que actúen sobre las imágenes bidimensionales que provee la TRE. Para obtener los perfiles de TRE de las grietas generadas sintéticamente, se desarrolló una simulación computacional que reproduce la distribución de potencial eléctrico y densidad de corriente eléctrica para una distribución arbitraria de resistividad. La simulación desarrollada se usó para reproducir sintéticamente los resultados que provee la TRE frente a distribuciones de resistividad bidimensionales que representan suelos con diferentes geometrías con grietas de diversas dimensiones (profundidad, espesor y volumen aéreo). La simulación computacional se basa en un algoritmo que reproduce la distribución de potencial eléctrico en una gran red rectangular de resistencias unidas a sus cuatro vecinos más próximos. Cuando la red es muy grande, la misma puede considerarse como un medio resistivo continuo. La resistividad en cada región de la red bidimensional se codifica a través de bitmaps o imágenes digitales. Los niveles de gris de cada píxel son convertidos a un valor de resistividad del lugar geométrico correspondiente a través de una función lineal adecuada. Cada píxel se asocia a un nodo de la red y los valores de cada resistencia se asigna tomando el promedio del valor de resistencia indicado para cada nodo. La correlación se desarrolló de la siguiente manera: primeramente, se graficaron bitmaps con grietas de formas canónicas de espesor y profundidad conocidos a través de un programa editor de imagen; posteriormente se generaron las simulaciones de los mapas de distribución de potencial eléctrico para el perfil de suelo representado en las imágenes, para cada posición de los electrodos de inyección de corriente del método de TRE en configuración Wenner: luego, se evaluaron las mediciones de potencial en cada posición de los electrodos de potencial para originar la tabla de datos sintética, que simula la obtenida mediante el método de TRE experimental. Finalmente, esta tabla se usó como entrada del software al DCIP2D que genera el modelo de resistividad a través de interpolación. Por último, los datos obtenidos se procesaron a través de un detector de bordes para visualizar el perfil de grietas estimado. Esto permitió conseguir con buena aproximación el perfil de grieta simulado, estimar su volumen, profundidad y grosor. Debido a que se conoce con exactitud la geometría de la grieta, se pudo llevar a cabo una correlación precisa entre la información proporcionada por el TRE y la forma de las grietas evaluadas.

Palabras clave: Resistividad eléctrica, grietas, simulación eléctrica.

C1P20. INFLUENCIA DE FACTORES EDÁFICOS Y MANEJO SOBRE FRACCIONES ORGÁNICAS LÁBILES COMO INDICADORES DE CALIDAD DEL SUELO

Duval, Matias.E.; Galantini, Juan.A.; Martinez, Juan.M. y Limbozzi, Fabiana.

Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur. San Andrés 800. Bahía Blanca. Argentina. mduval@criba.edu.ar

RESUMEN

El carbono orgánico del suelo (COS) está constituido por fracciones de diferente labilidad y, para comprender su dinámica, es necesario conocer cuáles son más sensibles a las condiciones edafoclimáticas, a las prácticas agrícolas o a ambas. Los objetivos de este estudio fueron evaluar las relaciones entre el C oxidable con permanganato (COX) con otras fracciones del COS sobre diferentes usos y tipos de suelo; y determinar si el COX es sensible a diferentes prácticas de manejo en suelos bajo siembra directa. En cuatro sitios de la Región Pampeana se identificaron tres tratamientos: dos escenarios agrícolas (Buenas Prácticas Agrícolas -BPA- y Manejo tradicional -MT-) y un ambiente sin actividad antrópica, natural (AN). Se cuantificaron las siguientes fracciones orgánicas: COS, carbono orgánico particulado grueso y fino (COPg y COPf, respectivamente), carbono orgánico extraíble con ácido y agua caliente (CHt y CHs, respectivamente) y COX. El COPg y el COX fueron las fracciones con mayor (CV=72%) y menor (CV=22%) variabilidad, respectivamente. Las variaciones del COPg y COPf en 0-10 cm, y COPg en 10-20 cm fueron explicadas mayoritariamente por las prácticas de manejo, con un componente de varianza > 50%. La relación entre COX y COS fue generalmente más estrecha (R^2=0,76-0,92) que con otras fracciones orgánicas donde, la profundidad y las propiedades edáficas tuvieron una mayor influencia en dicha relación que las prácticas de manejo. COX, a pesar de utilizar una solución diluida (0,02 mol L^{-1} $KMnO_4$), mostró limitada sensibilidad a las prácticas de manejo. Sin embargo, esta metodología podría utilizarse para estimar el COS considerando la profundidad y las condiciones edáficas del sitio. El COPf fue la fracción más afectada por las prácticas de manejo, mostrando una significativa relación con atributos físicos edáficos (macroporosidad, densidad aparente y densidad, volumen y estabilidad de agregados) y parámetros agronómicos (rendimientos de soja y maíz).

Palabras clave: Carbono oxidable con permanganato, carbono orgánico particulado, prácticas de manejo

INTRODUCCIÓN

En la Región Pampeana, se han simplificado los sistemas de producción a través del monocultivo de soja o secuencias trigo/soja (Viglizzo *et al*., 2011). Estas prácticas han llevado a la degradación física, química y biológica del suelo incluso en siembra directa (SD) (Duval *et al*., 2016). Ante esta problemática, se ha comenzado a adoptar y promover la rotación de especies de cultivos, cultivos de cobertura, manejo integrado de plagas y enfermedades, restauración de nutrientes y un uso racional de agroquímicos como parte integral de un sistema bajo SD. En conjunto, estas prácticas se han denominado "Buenas Prácticas Agrícolas" (BPA) (AAPRESID, 2013).

El COS es considerado uno de los indicadores más preponderantes de la calidad del suelo interviniendo sobre diferentes propiedades y procesos físicos, químicos y biológicos del suelo (Duval *et al*., 2013). Por lo tanto, el conocimiento de su dinámica en suelos agrícolas es muy importante. Sin embargo, cambios del COS a corto y mediano plazo en respuesta a las prácticas de manejo son difíciles de detectar. En contraste, los constituyentes más lábiles del COS a menudo son indicadores tempranos del impacto del manejo sobre la calidad del suelo (Culman *et al*., 2013). La mayor sensibilidad y dinámica de estas fracciones han llevado a una amplia adopción de diferentes metodologías de fraccionamiento químicos y físicos en la ciencia del suelo para su cuantificación (Wander, 2004). Diferentes fracciones lábiles como el carbono orgánico particulado (COP) (Benbi *et al*., 2015), carbono extraíble con agua caliente (CHs) (Ghani *et al*., 2003), carbono hidrolizable mediante extracciones ácidas (CHt) (Duval *et al*., 2013) y carbono oxidable con permanganato (COX) (Weil *et al*., 2003), se han utilizado como indicadores tempranos de los cambios en la calidad del suelo debido a las prácticas de manejo. Sin embargo, muchas de estas metodologías presentan serias limitaciones, por ejemplo, costosos equipos de laboratorio, reactivos altamente tóxicos y peligrosos para uso rutinario en el laboratorio o en el campo y resultados con poca repetibilidad y alta sensibilidad a la técnica del operador (Islam & Weil, 1997). Una alternativa a este problema es cuantificar la cantidad de carbono oxidable con permanganato de potasio como una medida de la labilidad del COS (Blair *et al*., 1995). Varios estudios han usado diferentes concentraciones de permanganato (0,02-0,33 mol L^{-1} $KMnO_4$) para medir el carbono lábil del suelo (Blair *et al*., 1995; Weil *et al*., 2003). Sin embargo, se ha

encontrado que las concentraciones más diluidas mostraron una mayor sensibilidad para diferenciar las prácticas de manejo (0,02 a 0,03 mol L^{-1} $KMnO_4$) (Weil *et al*., 2003; Vieira *et al*., 2007). La cuantificación de dicha fracción es rápida, económica y se puede adaptar para su uso en el campo (Morrow *et al*., 2016).

Existen estudios que consideran al COX como un parámetro representativo del carbono lábil del suelo y un indicador sensible a diferentes usos (Blair *et al*., 1995) y prácticas de manejo (Chen *et al*., 2016). Sin embargo, hay pocos estudios que contemplen la sensibilidad del COX para reflejar los cambios en el manejo en relación con otras fracciones del COS. Además, no existe conocimiento suficiente acerca de cómo estas relaciones pueden cambiar debido a factores geográficos, climáticos y/o edáficos. Por lo tanto, los objetivos de este estudio fueron (i) evaluar las relaciones entre COX con varias fracciones orgánicas (COP, CH y COS) sobre diferentes usos y tipos de suelo, y (ii) examinar si el COX es una fracción sensible a diferentes prácticas de manejo agrícola en suelos bajo SD.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitios de estudio y tratamientos

Los sitios de estudio (cuatro) se ubicaron en las provincias de Córdoba (Bengolea, 33º01'32,9 "S; 63º37'36,4" O y Monte Buey, 32º58'17,0 "S, 62º27'02,4" O), Buenos Aires (Pergamino, 33º56'42,6 "S, 60º33'35,6" O) y Entre Ríos (Viale, 31º52'42,2 "S, 59º41'16,2" O). En Bengolea y Monte Buey el clima es templado subhúmedo con una temperatura media anual de 17°C; en Pergamino y Viale el clima es templado húmedo con una temperatura media anual de 16 y 18 °C, respectivamente. La precipitación media anual es de 870, 910, 1000 y 1160 mm en Bengolea, Monte Buey, Pergamino y Viale, respectivamente.

En cada sitio se definieron tres tratamientos (Tabla 1): (1) Buenas Prácticas Agrícolas (BPA): manejo bajo SD, sujeto a rotación intensiva con cultivos de invierno y verano y, ocasionalmente, cultivos de cobertura; (2) Manejo tradicional (MT): manejo agrícola bajo SD sujeto a rotación mínima o monocultivo de soja, baja aplicación de nutrientes y alto uso de agroquímicos; (3) Ambiente natural (AN), suelo sin intervención antrópica como situación de referencia, con vegetación nativa cerca de parcelas cultivadas.

Muestreo y determinaciones edáficas

Para cada combinación sitio × tratamiento se tomaron tres muestras compuestas de suelo (repeticiones) de los 20 cm superiores. Cada muestra consistió de tres muestras de suelo inalteradas tomadas aleatoriamente a 0-10 y 10-20 cm mediante cilindros de acero de 10 cm de altura y 4,7 cm de diámetro dentro de un área de 50 m^2.

En las muestras de suelo se secadas al aire y tamizadas por 2 mm se determinó: carbono orgánico total del suelo (COS) por combustión seca (LECO, St. Joseph, MI) y se determinaron diferentes fracciones orgánicas lábiles del suelo a través de diversos métodos de fraccionamiento del COS: (I) fraccionamiento del suelo por tamaño de partícula (Duval *et al*., 2013). El tamizado se realizó mediante dos tamices de 53 μm y 105 μm obteniéndose tres fracciones: fracción gruesa (FG, 105-2000 μm) en la que se encuentra materia orgánica particulada gruesa y las arenas medias y gruesas; fracción media (FM, 53-105 μm) constituida por materia orgánica particulada más transformada y las arenas muy finas, y la fracción fina (FF, < 53 μm) la cual contiene la materia orgánica asociada a la fracción mineral más limo y arcilla. En las fracciones FG, FM y FF se determinó carbono por combustión seca denominándose carbono orgánico particulado grueso (COPg), particulado fino (COPf) y asociado a la fracción mineral (COM), respectivamente ; (II) el C orgánico extraíble con ácido o agua caliente se realizó empleando dos procedimientos diferentes (Puget *et al*., 1999): Para determinar la extracción de CHt se realizó una hidrólisis ácida de la siguiente manera: 1 g de muestra de suelo se trató con 10 mL de 0,5 mol L^{-1} H_2SO_4, calentado a 80 ° C durante 24 h. Para la determinación de CHs, la extracción se llevó a cabo de la siguiente manera: 1 g de suelo se suspendió en 10 mL de agua destilada y se calentó a 80 ° C durante 24 h, y la hidrólisis se obtuvo añadiendo H_2SO_4 para obtener 0,5 mol L^{-1} concentración como en el procedimiento de hidrólisis ácida diluida. Después de la extracción, cada suspensión se centrifugó a 4000 rpm durante 15 minutos. Los contenidos de C extraíbles se determinaron usando el método espectrofotométrico de fenol-ácido sulfúrico con glucosa como curva estándar (Dubois *et al*., 1956); (III) el C oxidable con permanganato se determinó de acuerdo a la metodología propuesta por Weil *et al*. (2003). Se pesaron 2,5 g de suelo en tubos de centrífuga de 50 mL. A cada tubo, se añadieron 20 mL de solución 0,02 mol L^{-1} $KMnO_4$ y se agitaron horizontalmente durante exactamente 2 minutos a 240 rpm. Luego se dejaron reposar durante exactamente 10 min y se transfirieron 500 μL del sobrenadante a un segundo tubo, mezclándose con 49,5 ml de agua destiladada y se midió a 560 nm con un espectrofotómetro UV-visible T60U (PG Instruments).

Se determinaron las siguientes propiedades físicas del suelo: densidad aparente, DA (Mg m^{-3}), macro P> 30µm, meso P30-0,2µm y microporos P <0,2 µm (m^3 m^{-3}), porosidad total, PT (m^3 m^{-3}), resistencia a la penetración, RP (kPa), densidad de agregados, AggD (g cm^{-3}), volumen de agregados, AggV (%) y estabilidad de agregados a través de humectación por capilaridad, EA (mm). Estos parámetros se usan a menudo como indicadores (o indicadores potenciales) de la calidad física del suelo en suelos agrícolas húmedos de textura fina y media (Reynolds *et al*., 2007).

Análisis estadístico

Para el análisis estadístico de los datos se utilizó el análisis de varianza (ANOVA). El diseño fue un ANOVA doble mixto que incluye el efecto fijo del sistema de manejo (BPA, MT y AN) y los cuatro sitios se consideraron como una muestra aleatoria de sitios posibles con diferentes condiciones edafoclimáticas (Tabla 1). La comparación de medias se llevó a cabo mediante diferencias mínimas significativas (DMS) de Fisher (p <0,05). Se utilizó análisis de componentes de la varianza para determinar las proporciones de varianza atribuibles a los tratamientos y los sitios en las propiedades del suelo como una aproximación para discriminar el comportamiento dinámico e inherente de cada fracción orgánica del suelo. Se realizaron regresiones múltiples usando el COS y sus fracciones para predecir el rendimiento de los principales cultivos (variables dependientes) mediante el procedimiento STEPWISE. Todos los datos fueron analizados utilizando el software estadístico Infostat (Di Rienzo *et al*., 2013).

Tabla 1: Características edáficas y agronómicas en cada sitio-tratamiento.

Sitios		Bengolea			Monte Buey			Pergamino			Viale		
Tratamientos		AN	BPA	MT	AN	BPA	MT	AN	BPA	MT	AN	BPA	MT
Propiedades edáficas	Soil Taxonomy	Haplustol entico			Argiudol típico			Argiudol típico			Hapludert típico		
	Arena (g kg^{-1})	594	555	577	169	208	196	179	185	178	26	22	32
	Limo (g kg^{-1})	284	306	293	570	578	578	621	587	605	609	519	588
	Arcilla (g kg^{-1})	122	139	130	261	214	226	200	228	217	365	459	380
Información productiva	% de siembra directa	--	100	80	--	100	100	--	100	100	--	100	100
	Relación soja/maíz [(a)]	--	1,5	4	--	0,67	4	--	1,5	5	--	1,5	4
	% Trigo [(b)]	--	60	40	--	60	20	--	10	0	--	40	20
	% Cultivos de cobertura [(c)]	--	20	0	--	40	0	--	0	0	--	20	0
	Fertilización N–P (kg ha^{-1} $año^{-1}$) [(d)]	--	68-18	3-3	--	64-18	17-5	--	41-17	7-31	--	64-27	34-23
	Rendimiento soja (kg ha^{-1})	--	3067	2775	--	3167	2675	--	2933	2885	--	3000	1805
	Rendimiento maíz (kg ha^{-1})	--	10500	2700	--	12550	8000	--	9500	-	--	7030	3450
	Aporte de carbono (kg ha^{-1} $año^{-1}$) [(e)]	--	5608	2765	--	6378	3548	--	4291	2486	--	4010	2845

(a) Número de cultivos de soja sobre número de cultivos de maíz en los últimos 5 años; (b) Porcentaje de inviernos en que se plantó trigo; (c) Porcentaje de inviernos en que se plantó un cultivo de cobertura; (d) calculado como kilogramos de N y P (elemento) aplicados por hectárea por año; (e) entrada de C estimada (parte aérea + raíces).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La concentración de COS mostró grandes variaciones a través de la combinación sitio×tratamiento, con valores entre 9,4 y 36,4 g kg^{-1} en 0-20 cm (Tabla 2). En general, las fracciones lábiles del COS también fueron afectadas por los sitios y tratamientos, siendo COPg y COX las fracciones con mayor (CV= 72%) y menor (CV= 22%) variabilidad, respectivamente (Tabla 2 y 3).

Tabla 2: Estadística descriptiva para el carbono orgánico del suelo y sus fracciones (g kg^{-1}) en 0-20 cm.

Medias resumen	Fracciones orgánicas					
	COS	COPg	COPf	CHt	CHs	COX
Min-Max	9,4-36,4	0,46-7,29	1,07-5,27	1,50-6,73	0,20-1,10	0,41-1,04
Media	19,3	2,09	2,49	3,25	0,46	0,74
%CV	39	72	41	46	52	22

A partir del análisis de componentes de varianza, se observó que el mayor porcentaje de la varianza del COPg y COPf fue explicado por las prácticas de manejo (tratamiento) (> 50%) y en menor medida por las condiciones edafoclimáticas (sitio) en 0-10 cm (Tabla 3). En 10-20 cm, únicamente las prácticas de manejo explicaron las variaciones del COPg. Por lo tanto, estas fracciones podrían considerarse las más sensibles para detectar cambios del COS debido a cambios de las prácticas de manejo o usos del suelo. El COS y las fracciones CHt y COX estuvieron fuertemente influenciadas por las condiciones edafoclimáticas, reflejándose en elevados componentes de varianza (> 45%) y clasificadas como propiedades inherentes al ambiente edáfico (Tabla 3).

Tabla 3: Efecto de los tratamientos y sitios (a), y contribución de las características edáficas (sitio) y manejo (tratamiento) en la varianza de diferentes fracciones orgánicas (b).

Fracciones orgánicas	Prof. (cm)	(a) Factores				(b) Componente de varianza (%)			
		Tratamiento (T)	Sitio (S)	T×S		Tratamiento	Sitio	T×S	Residual
COS	0-10	***	***	ns		24,1	45,0	8,3	22,6
COPg		***	ns	ns		54,6	2,7	2,3	40,4
COPf		***	***	ns		63,6	16,9	6,5	13,0
CHt		***	***	*		8,6	80,0	5,2	6,2
CHs		***	***	***		36,2	30,9	19,7	13,2
COX		***	***	*		16,9	73,6	3,3	6,2
COS	10-20	**	***	ns		15,3	56,0	0,0	28,7
COPg		***	***	***		60,3	12,7	17,0	10,0
COPf		***	***	***		27,6	45,1	17,3	10,0
CHt		**	***	ns		6,5	74,7	1,3	17,5
CHs		***	***	***		21,4	47,9	25,1	5,6
COX		ns	***	ns		2,6	51,2	0,0	46,2

ns: no significativo; (*): p <0,05; (**): p <0,01; (***): p <0,001

En general, el COX se relacionó más con el COS que con las demás fracciones orgánicas en casi todos los sitios. Esto sugiere que el COX refleja una fracción orgánica más procesada de acuerdo con los resultados observados por Culman *et al*. (2012), quienes observaron relaciones estrechas del COX con fracciones orgánicas más estables. A su vez, dicha relación mejoró cuando se particionó por sitio y profundidad, presentando elevados coeficientes de determinación (R^2=0,76-0,92) (Figura 1). Estos resultados sugieren que la profundidad y las características del sitio tienen una mayor influencia en esta relación que las prácticas de manejo.

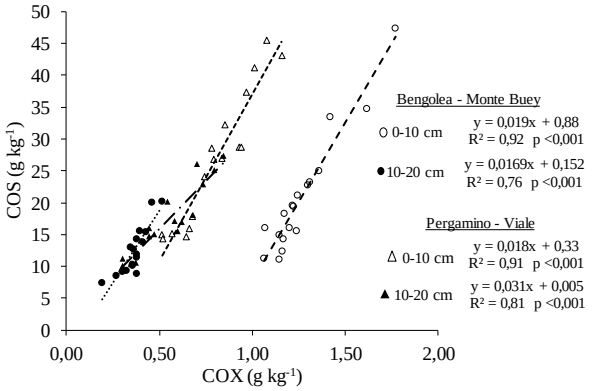


Figura 1: Relación entre el carbono orgánico total del suelo (COS) y el carbono oxidable con permanganato (COX).

El COS y sus fracciones lábiles, excepto CHs, mostraron un efecto similar de los tratamientos en los diferentes sitios (interacción no significativa) en 0-20 cm, por lo tanto, se analizaron los tratamientos en forma independiente (Tabla 4). Los niveles de COS en AN fueron 28% y 54% más altos en comparación con BPA y MT, respectivamente (Tabla 4). El COX ha sido sugerido como un indicador adecuado del carbono lábil del suelo, sensible a las prácticas de manejo (Culman *et al*., 2012). En nuestro estudio, los valores más altos de COX se observaron en AN (0,83 g kg^{-1}) seguidos de BPA (0,74 g kg^{-1}) y MT (0,65 g kg^{-1}) sin diferencias (p >0,05) entre manejos agrícolas. El COPf fue la única fracción de orgánica que reflejó diferencias significativas entre prácticas agrícolas (BPA vs MT). Este resultado indica mayores

diferencias en COP que en COX entre tratamientos agrícolas, enfatizando que el COX es un indicador menos sensible. Además, estas evidencias sugieren que las BPA puede mejorar la cantidad y calidad de la materia orgánica del suelo. Los datos presentados en la Tabla 4 respaldan parcialmente la hipótesis planteada donde COX es considerado un indicador sensible a los diferentes cambios en el uso del suelo. Nuestros resultados confirmaron que a pesar de la solución diluida utilizada (0,02 mol L^{-1} $KMnO_4$), esta fracción lábil mostró sensibilidad limitada a las diferentes prácticas agrícolas y, por lo tanto, pueden no ser una medida confiable del carbono lábil del suelo. Sin embargo, los resultados mostraron que esta metodología resultaría útil para estimar el COS teniendo en cuenta las condiciones del sitio y la profundidad según lo informado por Culman *et al*. (2012) y corroborado en nuestro estudio (Figura 1).

Tabla 4: Efectos de las prácticas de manejo sobre las fracciones de carbono del suelo (g kg^{-1}) en 0-20 cm.

Fracciones orgánicas	AN	BPA	MT
COS	23,8 a	18,6 ab	15,5 b
COPg	3,68 a	1,39 b	1,19 b
COPf	3,48 a	2,29 b	1,71 c
CHt	3,79 a	3,23 ab	2,72 b
CHs	0,65	0,45	0,30
COX	0,83 a	0,74 ab	0,65 b

Para cada fracción orgánica, letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos (p <0,05).

Al evaluar las fracciones lábiles como predictoras del rendimiento de los cultivos (soja y maíz) se observó que COPf, CHt y CHs fueron las fracciones que mejor predijeron el rendimiento de maíz (R^2 ajustado=0,64, p <0,01), mientras que COPf, CHt lo fueron para el rendimiento de soja (R^2 ajustado=0,43, p <0,01). Este resultado indica que estas dos fracciones son capaces de predecir el rendimiento agronómico y, por lo tanto, pueden considerarse medidas confiables de productividad y calidad del suelo.

En general, COP y CH mostraron una mayor correlación con los atributos físicos del suelo que el COX (Tabla 5). Las fracciones orgánicas más vinculadas al aporte de residuos (COP), presentaron efectos más pronunciados en los atributos físicos del suelo. Por ejemplo, tanto COPg como COPf tuvieron una la relación positiva con la porosidad estructural (P> 30 μm), y se encontraron relaciones significativas pero negativas con la densidad aparente (DA). Como la mayoría de estos atributos físicos son considerados como indicadores de calidad física del suelo (Reynolds *et al*., 2007), por lo tanto, es razonable confirmar que el COP es un indicador indirecto confiable para evaluar la capacidad de las prácticas de manejo para promover la calidad del suelo.

Tabla 5: Correlaciones de Pearson entre las fracciones orgánicas del COS y parámetros físicos edáficos en 0-10 cm de profundidad (n = 36).

Propiedades edáficas	Fracciones orgánicas				
	COPg	COPf	CHt	CHs	COX
PT	0,49 **	0,05	0,82 ***	0,38 *	0,04
$P_{>30\ \mu m}$	0,38 *	0,43 **	-0,08	-0,06	0,32 *
$P_{30\text{-}0,2\ \mu m}$	-0,05	0,17	-0,48 **	-0,23	-0,2
$P_{<0,2\ \mu m}$	0,17	-0,29	0,86 ***	0,41 **	-0,11
DA	-0,70 ***	-0,55 ***	-0,53 ***	-0,43 **	-0,52 ***
AggD	0,22	-0,64 *	0,31	0,41	0,48
AggV	-0,20	0,62 *	-0,32	-0,40	-0,48
EA	0,78 **	0,52 *	0,80 **	0,86 ***	0,72**

(*): p <0,05; (**): p <0,01; (***): p <0,001.

CONCLUSIONES

Las prácticas de manejo y las condiciones edafoclimáticas tuvieron efectos significativos, de magnitud variable, sobre el COS y sus fracciones. Tanto el COS como el COX estuvieron muy influenciados por las condiciones edafoclimáticas, mientras que las variaciones del COP, estuvieron mayormente asociadas a las prácticas de manejo.

El COPf fue la fracción más afectada por las prácticas agrícolas (BPA vs MT), y mostró una gran relación tanto con los atributos físicos del suelo (macroporosidad, densidad aparente y densidad, volumen y estabilidad de los agregados) como con los parámetros agronómicos (rendimientos de soja y maíz). Los cambios de la materia orgánica del suelo debido a las grandes alteraciones por cambios en el uso del suelo (suelos naturales vs. agrícolas), pueden ser bien expresados por el COS.

Debido a su estrecha relación con el COS y su sencilla determinación, el COX se debe considerar como un componente importante de la evaluación de la calidad del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- AAPRESID, 2013. Program for Certification in Good Agricultural Practices. http:// www.aapresid.org.ar/ac/buenas-practicas-agricolas/2013/ (Acceso 1 Enero 2018).
- Benbi, DK; K Brar; AS Toor & P Singh. 2015. Total and labile pools of soil organic carbon in cultivated and undisturbed soils in northern India. Geoderma 237-238: 149-158.
- Blair, GJ; RD Lefroy & L Lisle. 1995. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. Aust. J. Agric. Res. 46: 1459-1466.
- Chen, S; C Xu; J Yan; X Zhang; X Zhang & D Wang. 2016. The influence of the type of crop residue on soil organic carbon fractions: An 11-year field study of rice-based cropping systems in southeast China. Agric. Ecosyst. Environ. 223: 261-269.
- Culman, SW; SS Snapp; MA Freeman; ME Schipanski; J Beniston & R Lal. 2012. Permanganate oxidizable carbon reflects a processed soil fraction that is sensitive to management. Soil Sci. Soc. Am. J. 76(2): 494-504.
- Culman, SW; SS Snapp; JM Green & LE Gentry. 2013. Short-and long-term labile soil carbon and nitrogen dynamics reflect management and predict corn agronomic performance. Agron. J. 105(2): 493-502.
- Di Rienzo, JÁ; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2013. InfoStat. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Dubois, M; K Gilles; J Hamilton; P Rebers & R Smith. 1956. Colorimetric method for determination of sugars and related substances. Anal. Chem. 28: 350-356.
- Duval, ME; JA Galantini; JO Iglesias; S Canelo; JM Martínez & L Wall. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. Soil Till. Res. 131: 11-19.
- Duval, ME; JA Galantini; JM Martínez; FM López & LG Wall. 2016. Sensitivity of different soil quality indicators to assess sustainable land management: Influence of site features and seasonality. Soil Till. Res. 159: 9-22.
- Ghani, A; M Dexter & KW Perrott. 2003. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilization, grazing and cultivation. Soil Boil. Biochem. 35(9): 1231-1243.
- Islam, KR & RR Weil. 1997. Stability of soil quality indices across seasons and regions. Agronomy Abstracts. Am. Soc. Agron., Madison, WI. p. 215.
- Morrow, JG; DR Huggins; LA Carpenter-Boggs & JP Reganold. 2016. Evaluating measures to assess soil health in long-term agroecosystem trials. Soil Sci. Soc. Am. J. 80(2): 450-462.
- Puget, P; DA Angers & C Chenu. 1999. Nature of carbohydrates associated with water-stable aggregates of two cultivated soils. Soil Biol. Biochem. 31: 55-63.
- Reynolds, WD; CF Drury; XW Yang; CA Fox; CS Tan & TQ Zhang. 2007. Land management effects on the near-surface physical quality of a clay loam soil. Soil Till. Res. 96(1): 316-330.
- Vieira, FCB; C Bayer; JA Zanatta; J Dieckow; J Mielniczuk & ZL He. 2007. Carbon management index based on physical fractionation of soil organic matter in an Acrisol under long-term no-till cropping systems. Soil Till. Res. 96: 195-204.
- Viglizzo, EF; FC Frank; LV Carreno; EG Jobbágy; H Pereyra; J Clatt; D Pincén & MF Ricard. 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. Global Change Biol. 17: 959-973.
- Wander, M. 2004. Soil organic matter fractions and their relevance to soil function. In: Magdoff, F & RR Weil (Eds.) Soil organic matter in sustainable agriculture. CRC Press, Boca Raton, FL. p. 67-102.
- Weil, RR; KR Islam; MA Stine; JB Gruver & SE Samson-Liebig. 2003. Estimating active carbon for soil quality assessment: A simplified method for laboratory and field use. Am. J. Alt. Agric. 18: 3-17.

C1P21. IMPACTO DEL USO SOBRE TIERRAS HIDROHALOMÓRFICAS. LUJÁN Y SAN ANDRÉS DE GILES. UNIDAD CARTOGRÁFICA 8c.

Faita, Elida C.; Ros, Miguel A.; Boyadjian, Alberto; Bianchi, Daniel A.y Giordano Buiani, Alicia.

Departamento de Tecnología, Universidad Nacional de Lujan, Rutas 5 y 7, Luján, Buenos Aires, Argentina.
introdagro@gmail.com

RESUMEN

Luján y San Andrés de Giles, presentan superficies importantes de tierras con drenaje deficiente ~~incluidas~~ en diferentes Unidades Cartográficas (UC) y soportaron un fuerte aumento del área cultivada sobre sectores cíclicamente afectados por excesos hídricos. Pese a ese cambio, existe escasa información de sus efectos sobre las tierras. Los objetivos de este trabajo fueron, para tierras de UC8c: a) valorar efectos de distintos manejos sobre propiedades edáficas y b) elaborar propuestas de manejo, para generar información local. El ensayo abarcó 120 ha, con cuatro tratamientos (Trigo-Sorgo:T-S); Soja:S); Cría:C) y Cuasi Pristina:CP) en tres establecimientos (repeticiones) cada uno. Se determinaron valores de Materia Orgánica Total (MOT); Conductividad Eléctrica (CE); pH; Densidad Aparente (DAP); Humedad Gravimétrica (HG); Índice Anisotrópico (IA); Infiltración Acumulada (INFac); Cobertura (Cob) y presencia de napa hasta 2 m. Sobre los resultados se aplicó análisis de varianza para detectar diferencias significativas (DS). Con algunas propiedades se calculó un Índice de Calidad Edáfica (ICE). En ningún tratamiento se verificó napa en la profundidad analizada, alcalinidad ni salinidad. MO y CE no presentaron DS entre tratamientos. IA fue significativamente mayor en T-S) que en C) y CP). INFac fue significativamente mayor en CP) que en tratamientos restantes. pH fue significativamente menor en S) que C). DAP fue significativamente mayor en T-S) que en CP). HG fue significativamente mayor en C) y CP) que en T-S) y S). Cob presentó DS entre los cuatro tratamientos. ICE diferenció significativamente entre CP) y S). Aunque los valores de las propiedades analizadas, resultaron diferentes según tratamientos, no siempre fueron mejores en CP). No obstante, al integrarlos en un ICE, CP expresa su mejor condición edáfica. La producción agropecuaria sobre estas tierras, requiere evitar monocultivo, diversificar manejos, incluir cultivos de cobertura, controlar tránsito de maquinarias y regular pastoreo para evitar sobrecarga y efectos del pisoteo.

Palabras claves: Cuenca Media Río Luján, drenaje deficiente, propuestas de manejo.

INTRODUCCIÓN

Los Partidos de Luján y San Andrés de Giles, integran la Cuenca Media del Río Luján, presentan alto porcentaje de tierras con distintos grados de drenaje deficiente, fundamentalmente representadas por las Unidades Cartográficas (UC) 8c, 10a, 10b, 10c, 10g.

En ambos partidos, sobre tierras cíclicamente afectadas por excesos de agua, se reemplazaron los sistemas de ganadería extensiva y aumentó significativamente el área cultivada tal como lo mencionan Vázquez *et al.* (2009) para la Cuenca Baja del Río Salado, subregión con limitaciones similares y también a semejanza de lo verificado por Díaz Zorita *et al.* (2002) en otras zonas susceptibles a excesos hídricos, como son las tierras bajas que conforman llanuras aluviales en la Sub-Región Pampa Ondulada,

Pese a que las condiciones descriptas provocan severas inundaciones periódicas y degradación de suelos, se dispone de escasa información sobre las propiedades de este tipo de tierras y su relación con distintos manejos productivos.

Los objetivos de este trabajo, para tierras hidrohalomórficas de la Cuenca Media del Río Luján fueron: a) valorar los efectos de distintos manejos sobre propiedades edáficas y b) proponer manejos sustentables en base a los resultados obtenidos. De esta manera, se generará información regional para este tipo de tierras y problemática.

MATERIALES Y MÉTODOS

En los Partidos de Luján y San Andrés de Giles, se trabajó sobre suelos de la UC 8 c. La misma, abarca 11200 ha (14%) y 11350 ha (10%) de esos partidos respectivamente. Su distribución coincide con planos de inundación adyacentes a los cursos de agua, presenta uso predominantemente Ganadero Agrícola e Índice de Productividad 24. Está integrada por un complejo de Natracuoles (50%), Natracualfes típicos (30%) y Argiudoles típicos (20%) (INTA, 1989). Sobre esta

UC se compararon, los efectos de tres manejos aplicados durante 10 años sobre las propiedades edáficas, respecto de la situación Cuasi Prístina.

El ensayo abarcó 120 ha. En él se ubicaron condiciones cuasi prístinas (Álvarez *et al*., 2009) y tres manejos productivos (tratamientos), cada uno de ellos en tres establecimientos (repeticiones). En cada repetición se fijaron tres sitios de muestreo. Los tratamientos fueron: TS) Trigo-Sorgo; S) Soja; C) Cría y CP) Cuasi Pristina. T-S) y S) fueron manejos continuos con siembra directa. En T-S) el sorgo siempre fue pastoreado. C) se desarrolló exclusivamente sobre pastizal natural.

Se determinaron los valores de algunas propiedades edáficas e hídricas superficiales: Materia Orgánica total (MOT) por Walkley-Black (Jackson & Beltrán Martínez, 1982); Conductividad Eléctrica (CE) (Jackson & Beltrán Martínez, 1982) y pH en agua (1:2) (todas estas sobre muestras compuestas); Densidad Aparente (DAP) (Jackson & Beltrán Martínez, 1982) y Humedad Gravimétrica (HG) (Blake & Harge, 1986). Se midieron además: Índice Anisotrópico (IA) que integra resistencia a la penetración del perfil (Cisneros *et al*. 1997); Infiltración Acumulada (INFac) con infiltrómetro de anillo de Muntz (Burt, 1995); Cobertura (Cob) (Laflen *et al.*, 1981) y presencia o ausencia de napa hasta los 2 m con freatímetro. Sobre los resultados se aplicó análisis de varianza por Test de Tukey con nivel de significancia del 5%. Con algunas de esas propiedades se calculó un índice de calidad edáfica: ICE=-8,08+2,27*MO+0,16*IA+0,01*INFac, obtenido para otros suelos de la cuenca mediante análisis de componentes principales y análisis discriminante lineal (Faita *et al.*, 2015).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como características generales, resulta importante resaltar que en ninguno de los tratamientos se verificó presencia de napa dentro de los 2 m de profundidad. Por tratarse de suelos con drenaje deficiente, esta situación resulta alentadora y establece una diferencia con otros suelos con este tipo de limitación, tales como los Vertisoles de la planicie costera del Río de La Plata, en los cuales la napa se ubica entre 0,8 y 1,2 m de profundidad (Imbellone & Mormeneo, 2011).

Los valores de todas las propiedades estudiadas figuran en la Tabla 1.

Tabla 1. Valores de las propiedades edáficas e índice de calidad según tratamiento

Propiedades	Tratamiento			
Incluidas en ICE	Trigo-Sorgo	Soja	Cría	Cuasi Prístina
MOT (%)	2,95 a	2,57 a	3,31 a	2,77 a
IA	5,36 b	2,32 ab	1,53 a	1,52 a
INFac(mm)	39,04 a	28,54 a	26,92 a	288,17 b
ICE	0,20 ab	-1,66 a	-0,15 ab	2,12 b
No incluidas en ICE				
pH	6,13 ab	5,77 a	6,35 b	5,84 ab
CE (mmhos.cm^{-1})	0,21 a	0,29 a	0,27 a	0,17 a
DAP (Mg.m^{-3})	1,46 b	1,27 ab	1,27 ab	1,10 a
HG (%)	15,72 a	18,30 a	24,88 b	27,49 b
Cob (%)	75,00 b	90,00 c	28,00 a	100,00 d
Napa hasta 2 m	No	No	No	No

Letras distintas presentan diferencias estadísticas. Test de Tukey $p<0,05$.

Respecto del pH, aunque para esta propiedad a nivel de UC y escala 1:500 000 se menciona la existencia de alcalinidad desde superficie, se destaca que en ninguno de los tratamientos se detectaron pH alcalinos.

Por su parte, y en este caso, coincidentemente con lo descripto para la UC, los valores de CE hallados, señalan la ausencia de problemas de salinidad.

Cuando se observa el conjunto de las propiedades estudiadas, surge que MOT y CE fueron las únicas que no presentaron ninguna diferencia significativa (DS) entre tratamientos.

Para Materia Orgánica Total, la inexistencia de DS, difiere de lo verificado por Vázquez *et al*. (2009) quienes, en la Cuenca del Salado, encontraron mejores condiciones para esta propiedad en manejos mixtos aplicados durante 10 años. No obstante ello, los mayores valores de MOT en C) y T-S), expresarían la influencia positiva de los manejos más diversificados sobre esta propiedad. Por su parte, el valor mínimo asociado a S), podría asimilarse a la situación relativa hallada por Borrajo *et al*. (2016, a) en la Cuenca del Salado para el caso de manejos que, aunque realizados mediante siembra directa, implican alta intensidad de uso agrícola y menor aporte de residuos.

Respecto del Índice Anisotrópico, se observa que el tratamiento T-S) presentó valores significativamente mayores que CP) y C). Estos valores muestran una tendencia opuesta a la hallada en el sudoeste bonaerense por Krüger *et al.* (2008) quienes, en sistemas manejados con SD continua, encontraron menores valores de resistencia a la penetración bajo agricultura continua que en manejos mixtos. En cambio, la condición de T-S), tratamiento utilizado para cultivo y pastoreo, resulta similar a la informada por Vázquez *et al*. (2009), quienes encontraron aumentos de resistencia a la penetración en manejos que implican pisoteo. Esa similitud, sin embargo, no aparece en el caso de C) que es el otro tratamiento estudiado que incluye pastoreo, aunque en este caso de manera exclusiva. Pareciera que, en estas condiciones, la combinación del uso agrícola con el pastoril, determina valores de IA aún mayores que el uso exclusivo para pastoreo.

Infiltración Acumulada mostró DS entre CP) y los demás tratamientos, con un valor muy superior al de aquellos que no mostraron DS entre sí. Esta mejor condición de CP) es similar a la hallada respecto de C) por Cabrera *et al*. (2011) en Hapludoles típicos. Además, el valor de CP) fue marcadamente superior al informado por Moncho (2014) para suelos con problemas de drenaje de Carmen de Areco, manejados exclusivamente con siembra directa durante 10 años. Es destacable que, en estos suelos con drenaje deficiente, cualquiera de los manejos productivos, determina una muy marcada disminución de la INFac, situación que agrava esta limitación tan importante en la cuenca.

En cuanto al pH, tal como ya se mencionó, en ninguno de los tratamientos se verificaron valores que indiquen alcalinidad. Esta propiedad sólo expresa DS entre S) y C) con el valor mínimo asociado al monocultivo. Esta situación muestra el efecto de S) sobre la acidificación del suelo. Además, difiere de la informada por Borrajo *et al*. (2016, b) para la Cuenca del Salado, donde el pH no expresó DS entre tratamientos pero sí entre sucesivos ciclos de uso de los suelos.

Respecto de la Conductividad Eléctrica, la ausencia de DS encontrada entre tratamientos fue similar a la verificada en la Cuenca del Salado por Borrajo *et al*. (2016, b).

La Densidad Aparente sólo expresó DS entre T-S) y CP). Estas diferencias entre tratamientos y el menor valor de CP), se asemejan a la tendencia encontrada por Álvarez *et al*. (2012) en el norte de Buenos Aires y Sur de Santa Fe. Por otra parte, el menor valor de DAP registrado en CP) difiere de lo informado por Andreau *et al.* (2012), en suelos Argiudoles vérticos del cordón hortícola platense. Finalmente, el valor de DAP para T-S) fue semejante al informado por Moncho (2014) para un Argiudol ácuico de Carmen de Areco, bajo siembra directa continua durante 10 años.

Los valores máximos de DAP e IA, encontrados en T-S), señalan la mayor dureza edáfica presente en este tratamiento. Esta situación podría asimilarse a la informada para la Pampa Deprimida por Taboada & Micucci (2009) donde, el pastoreo rotativo, no mejoró la calidad física de suelos con drenaje deficiente pero, sobre todo, estaría indicando el efecto negativo de la combinación del tránsito de las maquinarias asociado a los cultivos, con el pastoreo que se realiza del sorgo.

Para Humedad Gravimétrica se observa que los tratamientos CP) y C) presentan valores significativamente mayores que S) y T-S). Esta situación, seguramente asociada al consumo de agua que determinan los cultivos anuales, coincide además con lo informado por Borrajo *et al*. (2016, c) sobre la presencia de mayores contenidos de humedad en manejos que implican variedad de cultivos.

La Cobertura mostró DS entre todos los tratamientos con valores máximos y mínimos para CP) y C) respectivamente. Se observa que los valores menores de Cob se verifican, consistentemente, en los tratamientos que incluyen pastoreo.

El Índice de Calidad Edáfica sólo se diferenció significativamente entre los tratamientos CP) y S). No obstante la ausencia de otras diferencias significativas, esta propiedad señala la condición marcadamente desfavorable del tratamiento que implica el monocultivo.

Se observa que en esta UC con uso recomendado Ganadero Agrícola y bajo Índice de Productividad, aunque los valores de cada una de las propiedades analizadas, resultaron diferentes según tratamientos, la CP). no siempre mostró mejores valores, no obstante ello, al integrarlos en un ICE, el tratamiento CP) es el que expresa la mejor condición

edáfica. Situaciones similares para CP) se verificaron en las UC 10 a y 10 c (información aún no publicada que integra una investigación más abarcativa desarrollada por este equipo).

Para efectuar recomendaciones de uso, se tuvieron en cuenta los valores del ICE (síntesis del comportamiento de algunas propiedades), el efecto de los tratamientos analizados sobre aquellas características que expresaron mayores diferencias entre ellos y la situación de las napas.

El ICE, asocia al tratamiento S) con la peor condición edáfica. Surge de ello, como primer recomendación, la de evitar el monocultivo. Esta recomendación, además de mejorar la condición general expresada por este índice, evitaría la tendencia a la disminución del pH verificada en este tratamiento.

La INFac, es una propiedad estrechamente asociada al drenaje que constituye la principal limitación de estas tierras. Sus valores indican que cualquiera de los usos productivos analizados, todos repetidos a través del tiempo, disminuye significativamente esta propiedad respecto de CP). Para atenuar este efecto indeseable, resulta imprescindible diseñar manejos que combinen distintos usos para intentar que la alternancia de especies, labores, pastoreo y momentos de cada uno de ellos, atenúe la disminución de la infiltración.

Las propiedades DAP e IA brindan información sobre la dureza del suelo y muestran que el tratamiento T-S) es el que presenta peores condiciones para ellas, seguramente como consecuencia de la combinación del tránsito de la maquinaria agrícola con el pisoteo de los animales derivado del pastoreo. Para contrarrestar el efecto de los cultivos, resulta importante disminuir el tránsito, minimizando el número de pasadas de máquinas e implementos y descargando las tolvas en las cabeceras. En cuanto a reducir los efectos del pisoteo, incluido el poaching, se debe evitar el sobrepastoreo y el ingreso de animales con el suelo húmedo.

En estas tierras con drenaje deficiente, la ausencia de napa dentro de los dos metros de profundidad, constituye una condición positiva que resulta imprescindible preservar. Para ello, se deberían intercalar cultivos de cobertura de gramíneas los cuales, además de colaborar con mantener la napa profunda, aportarían residuos orgánicos al suelo contribuyendo a mantener los niveles de materia orgánica.

CONCLUSIONES

Los valores de las propiedades analizadas, resultaron diferentes según los tratamientos, aunque no siempre fueron mejores en el tratamiento Cuasi Prístina.

No obstante esa situación de Cuasi Prístina, respecto de las propiedades en forma individual, cuando algunas de ellas se combinan para calcular un Índice de Calidad, este tratamiento es el que termina expresando la mejor condición edáfica.

La producción agropecuaria sobre estas tierras, requiere evitar el monocultivo, diversificar manejos, controlar el tránsito de maquinarias, regular el pastoreo para evitar la sobrecarga y los efectos del pisoteo e incluir cultivos de cobertura.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, C.; P. Fernández & M. Taboada. 2012. Relación de la inestabilidad estructural con el manejo y propiedades de los suelos en la Región Pampeana. Ciencia del Suelo (Argentina) 30 (2): 173-178.
- Álvarez, C.; M. Taboada; F. Gutiérrez Boem; A. Bono; P. Fernández & P. Prystupa. 2009. Topsoil properties as affected by tillage systems in the Rolling Pampa region of Argentina. Soil Sci. Soc. Am. J. 73: 1242-1250.
- Andreau, R.; P. Gelati; M. Provaza; D. Bennardi; D. Fernández & M. Vázquez. 2012. Degradación física y química de dos suelos del cordón hortícola platense. Alternativas de tratamiento. Ciencia del Suelo (Argentina) 30 (2): 107-117.
- Blake, G. & K. Harge. 1986. En Methods of soil analysis, Part I Phisical and Mineralogical Methods-Agronomy Monograph Nº 9 (2nd edition) ASA and SSA, Madiso, WI:363:375.
- Borrajo, C.; M, Braco; P, Escurdia & A. Chicatun. 2016. a. Evolución de la materia orgánica y los nutrientes en suelos bajos de sistemas agrícola-ganaderos de la Cuenca del Salado. 39º Congreso Argentino de Producción Animal: Sistemas de Producción. Tandil, Argentina. RAPA. Vol. 36, Supl. 1, pp. 95.
- Borrajo, C.; M. Braco; P. Ezcurdia & G. Larrea. 2016. b. Evolución de las propiedades químicas en suelos bajos de sistemas agrícola-ganaderos de la Cuenca del Salado. 39º Congreso Argentino de Producción Animal: Sistemas de Producción. Tandil, Argentina. RAPA. Vol. 36, Supl. 1, pp. 94.
- Borrajo, C.; M. Braco & P. Ezcurdia. 2016. c. Evolución de las propiedades físicas en suelos bajos de sistemas agrícola-ganaderos de la Cuenca del Salado. 39º Congreso Argentino de Producción Animal: Sistemas de Producción. Tandil, Argentina. RAPA. Vol. 36, Supl. 1, pp. 93.

- Burt, C, 1995. The Surface Irrigation Manual - A Comprehensive Guide to Design and Operation of Surface Irrigation Systems, Waterman Industries, Exeter, CA, 373 p.
- Cabrera, F; C. Cholaky & A. Becker. 2011. Propiedades hidrofísicas de un Hapludol típico de Córdoba en relación al pisoteo animal. Ciencia del Suelo (Argentina) 29 (2): 141-150.
- Cisneros, J, M., C, Cholaky, E, Bricchi, O, Giayetto & J, J, Cantero. 1997. Efectos del uso agrícola sobre las propiedades físicas de un suelo haplustol típico del centro de Córdoba, Revista de la UNRC 17 (1): 13-22.
- Díaz Zorita, M.; G. Duarte & J. Grove. 2002. A review of no-till systems and soil management for sustainable crop production in the sub-humid and the semi-and Pampas of Argentina. Soil Till, Res, 65: 1-18.
- Faita, E.; M. A. Ros & A. Giordano Buiani. 2015. Formulación de un índice de calidad edáfica para Argiudoles de la Cuenca Media del Río Luján. Ciencia del Suelo (Argentina) 33(1): 139-147.
- Imbellone, P.A. & L. Mormeneo. 2011. Vertisoles hidromórficos de la planicie costera del Río de La Plata, Argentina. Versión On-line ISSN 1850-2067. Ciencia del suelo vol.29 no.2 Ciudad Autónoma de Buenos Aires jul./dic. 2011
- INTA. 1989. Mapa de suelos de la Provincia de Buenos Aires. SAGyP Proyecto PNUD ARG 85/019, INTA CIRN – Instituto de Evaluación de Tierras.
- Jackson, M. & J. Beltrán Martínez. 1982. Análisis químico de suelos. Editorial Omega, Barcelona.
- Krüger, H.; S. Venanzi & E. De Sá Pereyra. 2008. Efectos del pastoreo sobre la resistencia mecánica del suelo en sistemas de producción bajo siembra directa contínua. Ciencia del Suelo (Argentina) 26 (2): 211-217.
- Laflen, J.; M. Ameniya and E. Hinta. 1981. Measuring crop residue over. J. Soil and Water Conservation. 36: 341-43.
- Moncho, F. 2014. Modificación de propiedades físicas y rendimiento del cultivo de soja por efectos del laboreo profundo en suelos mal drenados. Trabajo Final de Aplicación. Carrera de Ingeniería Agronómica. UNLu.
- Taboada, M. & S. Micucci. 2009. Respuesta de las propiedades físicas de tres suelos de la Pampa Deprimida con pastoreo rotativo. CI Suelo (Argentina) 27(2):147-157.
- Vázquez, P.; F. Cabria; M. Rojas & M. Calandroni. 2009. Riesgo de anegamiento: estimaciones para la Cuenca Baja del Río Salado. CI Suelo (Argentina) 27 (2): 237-246.

C1P22. EVALUACIÓN DE VARIABLES HIDROFÍSICAS EN PREPARACIONES DE SUELO PARA PLANTACIÓN DE *EUCALYPTUS GRANDIS*

Fernandez, Patricia L.[15*]; Urriola, Leanne A.[2]; Behrends Kraemer, Filipe[35]; Castiglioni, Mario G.[3]; Lupi, Ana M.[4] y Alvarez, Carina R.[1]

Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Avenida San Martín 4453. Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Argentina.
[1]Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes (FA-UBA); [2]Departamento de Suelos y Aguas (Facultad de Ciencias Agropecuarias-Universidad de Panamá) [3]Cátedra de Manejo y Conservación del Suelo (FA-UBA); [4]Instituto de Suelos (INTA); [5]CONICET. fpl@agro.uba.ar

RESUMEN

La preparación del suelo en las plantaciones forestales es fundamental en suelos con características vérticas. La plantación de *Eucalyptus* predomina en Entre Ríos, y su sistema radical puede afectarse cuando si las condiciones del suelo no son las apropiadas. El objetivo del trabajo fue evaluar el estado de compactación del suelo y la hidrodinámica del estrato superficial del suelo después de tres años, de diferentes prácticas de manejo previo a la plantación de *Eucalyptus grandis*. El ensayo se llevó a cabo en la localidad de Gualeguaychú. Los tratamientos se realizaron al momento de la plantación y fueron: a) Subsolado superficial (S): cincel o reja; b) Camellón (C): rastra de disco + pasada de arado; c) camellón sobre subsolado (C+S): pasada de cincel o reja y luego formación de camellón. Las mediciones se realizaron 3 años después de las prácticas y se midió en la línea de plantación (LP) y en el entre surco (ES). Los resultados mostraron que los suelos poseen características expandentes (Densidad aparente-DA vs Contenido hídrico-CH). La DA tuvo interacción tratamientoxposición (p=0,044), hallándose en el tratamiento C, la DA más bajas en LP respecto de ES, no existiendo esta diferencia en el tratamiento S. La conductividad hidráulica (k_s) medida en laboratorio no presentó interacción entre tratamientoxposición, ni hubo diferencias en ninguno de los factores analizados. Sin embargo, los tratamientos y las posiciones presentaron la misma tendencia que la DA. La k_s medida a campo presentó un rango de valores que coincidió con otros medidos en Vertisoles de Entre Ríos. Fue necesario transformar esta variable (log 10) para analizarla. La k medida a campo presentó el siguiente orden: C>=CS>=S. En general, el tratamiento C con o sin S resultó una práctica que mejora las condiciones de suelo, en términos de DA y de ks, en la posición LP.

Palabras claves: densidad aparente, conductividad hidráulica, camellón/subsolado

INTRODUCCIÓN

La productividad de cultivos sucesivos dependerá en parte de la disponibilidad de los recursos del suelo y la capacidad exploratoria de las raíces. Existen numerosas formas de manejo que pueden contribuir al aumento de la disponibilidad de los recursos del sitio (agua y nutrientes), lográndolo mediante la preparación del suelo. En el caso de plantaciones forestales, una adecuada preparación del suelo favorece el prendimiento del plantín, la supervivencia y el crecimiento de las plántulas introducidas (Ceacero *et al*., 2012) y en particular, para lograr un óptimo desarrollo y rápido crecimiento durante una fase clave como el cierre de copas de la plantación. Larocca y Dalla Tea (2004) mencionan que la productividad está fuertemente determinada por las labores que se realizan en la etapa de establecimiento de la plantación.

La mayor superficie forestal en Entre Ríos está dedicada a *Eucalyptus*, ubicada particularmente en las terrazas del Río Uruguay, principalmente en una franja de 20 km paralela a la costa del mencionado río. La especie *Eucalyptus grandis* puede ser una muy buena especie de rápido crecimiento, que según su estado y origen, produce incrementos anuales medios que oscilan entre 25 y 50 m^3/ha/año, lo que permite rotaciones de 10 a 15 años cuando el destino de la madera es el aserrado, pudiendo ser menores si el destino final es la pulpa celulósica (Flores, 2016)

La remoción de un determinado volumen de suelo favorece el desarrollo inicial de las raíces, la aireación, el acceso a nutrientes y la disponibilidad hídrica durante las primeras etapas del establecimiento y desarrollo (Nambiar, 1998). La realización de labores de preparación del suelo está relacionada con la reducción de su resistencia, es decir con un suelo aflojado, suelte o "*loosening*" (Gonçalves *et al*., 2004). La realización de estas labores previas a la plantación en suelos de texturas medias y finas, es un procedimiento habitual previo a la plantación forestal. Los Vertisoles son suelos que presentan una impedancia significativa para el desarrollo radical. El *Eucalyptus* es una especie forestal con un sistema radical que puede extenderse a varios metros de profundidad. Sin embargo, es común que se dé una disminución en la densidad de las raíces, cuando las condiciones físicas del suelo representan una impedancia para su crecimiento y

desarrollo. En particular, en el género *Eucalyptus* se da un rápido desarrollo radical durante el primer año de la plantación (Donoso *et al*., 2001; Bouillet *et al*., 2002).

Por todo lo mencionado anteriormente, es que en suelos arcillosos puede resultar relevante el tipo de preparación del suelo previo a la plantación. Los suelos pesados pueden, en general, ser más susceptibles de ser compactados. Esto puede ser acentuado cuando se encuentran bajo producción forestal, lo cual puede llevar a una mayor compactación debido a la presencia de árboles y de acuerdo al peso de la maquinaria utilizada en la cosecha (Alakukku *et al*., 2003; Botta *et al*., 2004). El uso del subsolado tiene por objeto reducir la compactación o las altas densidades de algunos tipos de suelo, para facilitar el desarrollo radical, además de mejorar las condiciones físicas del suelo que afectan la capacidad de arraigamiento de la planta. La remoción generada en el suelo producto del subsolado, tiene mayor efecto a medida que aumenta el porcentaje de arcilla, debido a la mayor resistencia al crecimiento de las raíces y a la menor permeabilidad del agua (Larocca *et al*., 2004). El subsolado reduce la densidad del suelo y aumenta la porosidad, aflojando o soltando el suelo densificado o compactado, con alto contenido de arcillas, facilitando el desarrollo radical, y la velocidad de infiltración (Ibañez *et al*., 2004). Otra forma de preparación del suelo es la realización de camellones, lo que permite generar un volumen de suelo sobre el nivel original del terreno y generar un ambiente con mayor aireación para las raíces. Además, la formación de camellones permite concentrar la materia orgánica y los nutrientes en la línea de plantación. En suelos arcillosos densos, también se logra mejorar el volumen de macroporos y reducir la densidad del suelo. En aquellos suelos más bajos, con exceso de humedad, la preparación del terreno con camellones es una práctica de gran utilidad. La elevación del terreno aumenta el volumen de suelo disponible para el desarrollo del sistema radical (Dalla Tea y Larocca, 1998; Larocca *et al*., 2004).

El efecto de las prácticas de manejo superficial presenta un efecto en la cual puede modificarse el sistema poroso y de esta manera cambiar las propiedades relacionadas con la dinámica hídrica. En este sentido, es muy importante analizar en qué medida las prácticas consiguen el efecto esperado. Para el caso de suelos Vertisoles, es importante considerar la perdurabilidad de la misma. Para ello, el análisis de la densidad aparente es una primera aproximación, que es muy bien complementada con la determinación de la conductvidad hidráulica. El impacto de las prácticas sobre los cultivos varía en función de las condiciones edáficas, la estación de crecimiento, el cultivo, el manejo, y las condiciones climáticas. El objetivo del trabajo fue evaluar el estado de compactación del suelo y la hidrodinámica del estrato superficial del suelo después de tres años, de diferentes prácticas de manejo previo a la plantación de *Eucalyptus grandis*

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación y caracterización del sitio de muestreo

El desarrollo del trabajo se llevó a cabo en el campo El Potrero de San Lorenzo (-32.9833S; -58.3093O), ubicado en el departamento de Gualeguaychú, al sudeste de la provincia de Entre Ríos. La selección del sitio se debe a la importancia que tiene la provincia de Entre Ríos como una de las zonas de producción forestal más importantes del país, principalmente en la forestación de *Eucalyptus grandis*, la cual se concentra sobre las terrazas del Río Uruguay (Flores, 2016). El lote en el que se realizó el ensayo presenta una composición granulométrica para el estrato de 0-5 cm de: 64,9% de arena; 20,4% de limo y 14,7 de arcilla, siendo la clase textural Franco arenosa.

Tratamientos y momento de realización de tratamientos

El uso previo del lote en el que se realizó el ensayo fue forestal, y el año de cosecha de la producción previa fue en 2013. Luego de la cosecha se realizó la quema de los residuos. Los tratamientos consistieron en: a) Subsolado superficial (S): realizado mediante el uso de un cincel o reja y colocado sobre la línea de plantación hasta una profundidad de 40-50 cm; b) Camellón (C): la preparación consiste en dos pasadas de rastra de discos más una pasada de arado "taipero" para formar un camellón de un metro de ancho; c) camellón sobre un subsolado superficial (C+S): resulta de la pasada en primera instancia del cincel o reja y luego se forma el camellón utilizando el arado "taipero" para formarlo justo sobre la línea de pasada del subsolador. Luego de la preparación del terreno, se realizó la plantación de los plantines de Eucaliptus en forma manual.

Diseño experimental y posiciones de muestreo

El diseño experimental fue completamente aleatorizado. El número de parcelas fue de cuatro por tratamiento, conformando 12 unidades experimentales. El muestreo se realizó en torno a dos individuos por tratamiento por parcela. El requisito fue que esos individuos cumplieran con el diámetro promedio calculado para cada parcela. Los muestreos de

suelo se realizaron sobre la línea de plantación (LP) y en el entre surco (ES), con la finalidad de obtener una evaluación completa del área efectiva en donde es aplicado cada método de preparación del suelo.

Mediciones a campo

Una de las variables evaluadas fue la densidad aparente, para lo cual se utilizó un cilindro de acero de 5 cm de altura y 5 cm de diámetro (Burke *et al*., 1986). Se tomaron dos muestras en los primeros 5 cm de profundidad, de la LP y dos del ES en torno al individuo promedio. Otra de las propiedades medidas fue la conductividad hidráulica saturada en laboratorio (k_s laboratorio). Para ello se tomaron 4 muestras de suelo por parcela, con cilindros de hierro de 7 cm de altura y 6 cm de diámetro, las cuales fueron saturadas para luego ser sometidas a una carga variable de agua, midiendo la lámina de agua que pasa por la columna de suelo saturada en un tiempo determinado (Klute y Dirsken, 1986). Fueron obtenidas dos muestras de la LP y dos del ES respecto del individuo promedio. También se midió la tasa de infiltración con un permeámetro de disco. Se registraron las mediciones hasta que la tasa de infiltración fue constante. Posteriormente, aplicando la ecuación que se describe en Lin *et al*. (1996), se determinó la conductividad hidráulica saturada a campo (k_s campo). Se realizaron dos mediciones en la LP y otras dos en el ES de cada parcela.

Análisis estadístico

Se realizó un análisis de regresión simple para evaluar la asociación entre la densidad aparente y el contenido hídrico del suelo (Neter y Wasserman, 1974). Para evaluar el efecto de los **tratamientos** y la **posición** en las variables densidad aparente, conductividad hidráulica saturada de laboratorio y conductividad hidráulica saturada a campo, se utilizaron modelos mixtos (REML). Los *efectos fijos* fueron **tratamiento** y **posición**; mientras que los efectos *aleatorios* fueron **parcela**, **individuo** y **lado (izquierda o derecha en referencia al camino)**. Además, se modelizaron el efecto del tratamiento en la heterostacidad de la varianza (Varldent). También fue utilizado el criterio de Akaike (AIC) para cada una de las variables para comparar la calidad de cada modelo para detectar las diferencias entre los tratamientos y las posiciones, considerando a su vez las variables aleatorias. La conductividad hidráulica saturada medida a campo fue transformada a Log 10, ya que los resultados originales no presentaron distribución normal (Shapiro Wilkis, $p<0,05$). Cuando existieron efectos significativos de los factores fijos, los contrastes fueron realizados mediante Tukey ($p<0,05$)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De acuerdo a las mediciones de composición granulométrica, surge que los suelos tienen una considerable proporción de arena. Sin embargo, al relacionar la densidad aparente (DA) con el contenido hídrico del suelo (CH), quedó en evidencia que las arcillas presentes (14,7 %) tienen capacidad de expansión. La DA y el CH presentaron una relación inversamente proporcional (Figura 1), como consecuencia que a medida que el suelo aumenta su CH la DA disminuye, debido a la expansión de las arcillas. En un Peleuderte argílico de Entre Ríos, Wilson y Cerena (2004) encontraron una relación aún más estrecha que la mostrada en la Figura 1, con valores de DA entre 1,44 a 1,23 g cm^{-3}, y contenidos hídricos en el rango de 0,29 a 0,42 g g^{-1}.

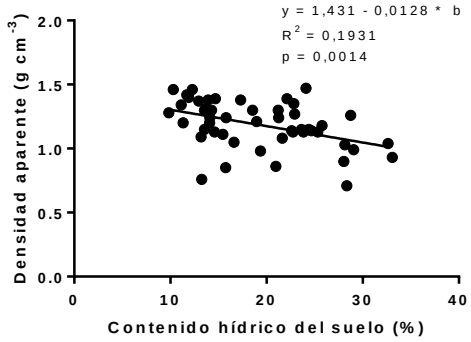


Figura 1: Densidad aparente del suelo (g cm^{-3}) en función del contenido hídrico del suelo (%)

La compactación excesiva por el tránsito de maquinarias pesadas constituye un problema importante en los suelos de diversas regiones del mundo (Gupta y Allmaras, 1987; Hamza y Anderson, 2005). Han sido bien documentados los efectos negativos que ejerce la compactación excesiva sobre la emergencia de plántulas, la exploración radical, la producción de biomasa y rendimientos (Glinski y Lipiec, 1990; Hamza y Anderson, 2005). En el suelo, la lectura de procesos de compactación quedan registrados a través de los incrementos en la densidad aparente y la resistencia a la

penetración. La alternativa que se presenta frente a las capas compactadas es la utilización de implementos descompactadores o escarificadores (e.g. paratill, paraplow, cultivie) (Evans *et al*., 1996; Hamza y Anderson, 2005; Jin *et al*., 2006). Sumado a ello, la realización de camellón permitiría una condición mejor para la exploración del suelo (Dalla Tea y Larocca, 1998; Larocca *et al*., 2004). Sin embargo, las prácticas antes mencionados son evaluadas luego de realizarlas, pero no se sabe acerca de la perdurabilidad de las mismas y el impacto sobre las propiedades hidrofísicas de la capa superficial del suelo.

La DA varía en función de la textura del suelo y el contenido de MO, entre otros factores (Gupta y Allmaras, 1987). Además, aumentos en la DA resultan en una destrucción del espacio poroso, lo cual afecta directamente a la dinámica hídrica del suelo. Los resultados de la DA del suelo muestran que hubo interacción entre los tratamientos ($P<0,05$) y la posición (LP y ES) donde fue tomada la muestra (Figura 2). Los tratamientos de C+S y C presentaron en los ES los valores más altos, diferenciándose significativamente de la LP. La presencia del camellón generó en la LP una soltura del suelo que probablemente haya dado lugar a valores más bajos de DA que en el ES. A su vez, en el ES los valores altos de DA se corresponden con el manejo del equipamiento para la formación del camellón, y por lo tanto dan lugar a una densificación. El tratamiento S no presentó diferencias entre ambas posiciones, las cuales además presentaron valores intermedios de DA respecto a los ES y LP de los tratamientos C+S y C. Esto puede responder al menor impacto de la práctica de manejo y tal vez, al tiempo transcurrido desde la misma. Esto último resultó distinto respecto a los tratamientos con camellones, los cuales parecen tener un efecto residual mayor. Otros autores encontraron que la DA no fue distinta en una situación testigo respecto a una descompactada, evaluada en el período V5-6 de maíz (Alvarez *et al*., 2009) del mismo modo cuando se evaluó la DA en la siembra y luego en la cosecha no se observaron diferencias (Alvarez *et al*., 2006). La formación de camellones permitió generar un espacio poroso mejor sobre la LP, con una menor densificación del suelo. Sin embargo, la práctica de subsolado no mostró mejoras en la DA en ninguna de las posiciones. Esto indica que del mismo modo que lo hallado por Alvarez *et al*. (2006), la DA fue un parámetro relativamente insensible a la práctica de descompactación.

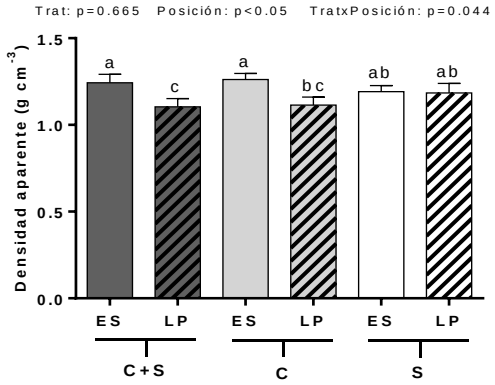


Figura 2: Densidad aparente (g cm^{-3}) para los tratamientos: camellón y subsolado (C+S), camellón (C) y subsolado (S); y para las posiciones: entre surco (ES) y línea de plantación (LP). Diferencias estadísticas ($P<0,05$) se indican con letras distintas.

La conductividad hidráulica saturada (k_s) puede medirse a través de técnicas de laboratorio y de campo. A partir del uso del permeámetro de disco se pueden obtener valores representativos de dicha propiedad, con la ventaja de no alterar el suelo. Contrariamente, la determinación de laboratorio permite realizar un mayor número de determinaciones y controlar las condiciones experimentales. Sin embargo, existen diferencias entre ambas metodologías y por lo tanto es importante contrastar los resultados de ambas técnicas. La k_s es una variable que permite la comprensión de la dinámica hídrica y está condicionada por el grado de compactación edáfica, la distribución del tamaño de poros, su conectividad y la clase textural.

La k_s medida en el laboratorio no presentó interacción ni diferencias entre los distintos tratamientos o posiciones (Figura 3). En Castiglioni *et al.* (2007) tampoco hallaron diferencias en esta propiedad. Los autores concluyeron que estaba relacionado con la baja permeabilidad de los suelos. En este trabajo, probablemente esté relacionado con la gran variabilidad hallada. Sin embargo, los promedios más altos corresponden a las LP de los tratamientos C+S y C, respecto de la posición ES en esos mismos tratamientos. Esto va en concordancia con lo observado en el caso de la DA. Otros autores encontraron diferencias en k_s, siendo mayores en el caso de los sistemas bajo siembra directa descompactados, encontrando un efecto del momento en el sitio descompactado luego de la cosecha (Soracco *et al*., 2009).

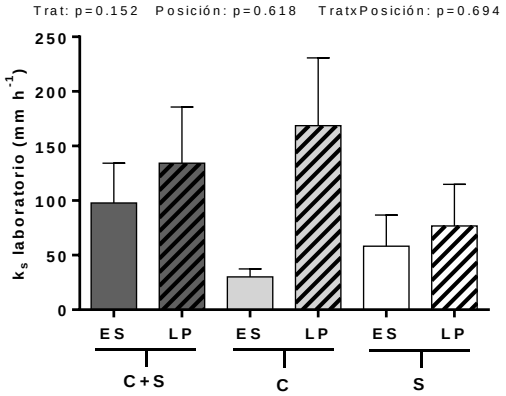


Figura 3: Conductividad hidráulica saturada en laboratorio (k_s laboratorio) (mm h^{-1}) para los tratamientos: camellón y subsolado (C+S), camellón (C) y subsolado (S); y para las posiciones: entre surco (ES) y línea de plantación (LP). Diferencias estadísticas (P<0,05) se indican con letras distintas.

La k_s medida a campo, presentó diferencias entre tratamientos, siendo C el que obtuvo el mayor valor, diferenciándose estadísticamente del tratamiento S, siendo intermedio C+S (Figura 4). No se observaron diferencias estadísticas entre posiciones diferentes (P>0,05). Los resultados del presente trabajo se encuentran dentro del rango de valores obtenidos por Wilson y Cerana (2004) (48,9 a 670 mm h^{-1}), quienes hicieron determinaciones a campo de esta propiedad en Vertisoles de Entre Ríos.

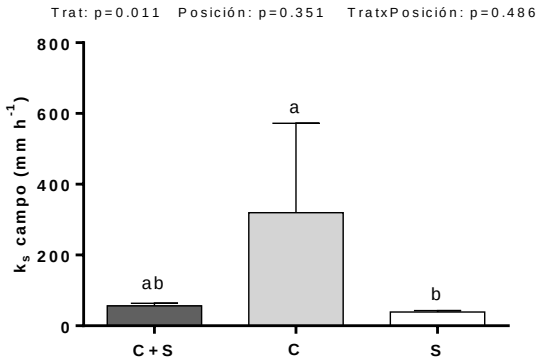


Figura 4: Conductividad hidráulica saturada a campo (k_s campo) (mm h^{-1}) para los tratamientos: camellón y subsolado (C+S), camellón (C) y subsolado (S). Diferencias estadísticas (P<0,05) se indican con letras distintas.

CONCLUSIONES

Los resultados mostraron que el suelo analizado presenta características expandentes (p=0,0014), a pesar de la baja proporción de arcilla que presenta. La DApresentó interacción tratamientoxposición (p=0,044), hallándose en los tratamientos con camellones densidades más bajas en LP respecto de ES, no siendo esta diferencia existente en el tratamiento con S. La k_s en laboratorio no presentó interacción entre tratamientoxposición, ni hubo diferencias en ninguno de los factores. Pero los tratamientos y las posiciones presentaron la misma tendencia que la DA. La k_s medida a campo presentó un rango de valores que coincidieron con otros Vertisoles de Entre Ríos. Fue necesario transformar esta variable (log 10) para analizarla. El resultado fue que la k_s presentó el siguiente orden: C >=CS>=S. En general, el tratamiento C con o sin subsolado resulta una práctica que mejora las condiciones de suelo, en términos de DA y k_s en laboratorio o a campo, en la línea de plantación.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad pública, gratuita y de calidad. UBACyT 20020150200175BA

BIBLIOGRAFÍA

- Alakukku, L; P. Weisskopf; WCT Chamen; FGJ Tijink; JP Van Der Linden; S Pires; C Sommer & G Spoor. 2003. Prevention strategies for field traffic induced subsoil compaction: A review Part. 1. Machine/soil interactions. Soil Till Res. 73: 145-160
- Álvarez CR; Taboada MA; C Bustingorri & F Gutierrez Boem. 2006. Descompactación de suelos en siembra directa: efectos sobre las propiedades físicas y el cultivo de maíz. Ci. Suelo (Argentina). 24: 0-0
- Álvarez, CR; M Torres Duggan; ER Chamorro; D D´ambrosio & MA Taboada. 2009. Descompactación de suelos franco limosos en siembra directa: efectos sobre las propiedades edáficas y los cultivos. Ci. Suelo (Argentina). 27: 159-169.

- Bouillet, JP; JP Laclau; M Arnaud, AT M´Bou; L Saint-André & C Jourdan. 2002. Change with age in the spatial distribution of roots of Eucalyptus clone in Congo Impact on water and nutrient uptake. For. Ecol. Manag. 43–57.
- Castiglioni, MG; HJM Morrás; OJ Santanatoglia; MV Altinier & D Tessier. 2007. Movimiento del agua en Argiudoles de la Pampa Ondulada con diferente mineralogía de arcillas. Ci. Suelo (Argentina). 25: 109-121.
- Ceacero, CJ; JL Díaz-Hernández; A del Campo & RM Navarro-Cerrillo. 2012. Interactions between soil gravel content and neighboring vegetation control management in oak seedling establishment success in Mediterranean environments. For. Ecol. Manag. 10–18.
- Botta GF; D Jorajuria; R Balbuena & H Rosatto. 2004. Mechanical and cropping behavior of direct drilled soil under different traffic intensities: effect on soybean (*Glycine max* L.) yields. Soil Till Res. 78: 53-58
- Burke, W; D Gabriels & J Bruma. 1986. Soil structure assessment. A.A. Balkema, Rotterdam, pp. 92
- Dalla Tea, F & F Larocca. 1998. Establecimiento de plantaciones forestales en la costa del río Uruguay. XIII Jorn. For. Entre Ríos Concordia Entre Ríos.
- Donoso, S; F Ruiz; M Herrera. 2001. Distribución y cantidad de biomasa de raíces finas en plantaciones clonales de *Eucalyptus globulus.*
- Evans, SD; MJ Lindstrom; WB Voorhees; JF Moncrief & GA Nelson. 1996. Effect of subsoiling and subsequent tillage on soil bulk density, soil moisture, and corn yield. Soil Till. Res. 38: 35-46.
- Glinski, J & J Lipiec. 1990. Soil Physical Conditions and Plant Roots. CRC Press Inc. Boca Ratón, Florida, USA. 250 pp.
- Flores, M. 2016. Información técnica de la producción forestal de Entre Ríos. Entre Ríos Forestal. URL http://entreriosforestal.blogspot.com.ar/p/informacion-tecnica.html
- Gonçalves, JL de M, JL Stape; JP Laclau; P Smethurst & JL Gava. 2004. Silvicultural effects on the productivity and wood quality of eucalypt plantations. For. Ecol. Manag. 193, 18.
- Gupta, SC & RR Allmaras. 1987. Models to assess the susceptibility of soils to excessive compaction. Adv. Soil Sci. 6:65-100.
- Hamza, MA & WK Anderson. 2005. Soil compaction in cropping system. Soil Till Res. 82: 121-145
- Ibañez, C; P. Nuñéz; R Pezzutti & F Rodriguéz. 2004. Efectos de la roturación del suelo y fertilización con fósforo en el crecimiento inicial de plantaciones de *Pinus taeda*, en suelos rojos del noreste de la provincia de Corrientes, Argentina. Bosque, Nota Técnica 25, 8.
- Jin, H; L Hongwen; W Xiaoyan; AD McHugh; L Wenying; G Huanwen & NJ Kuhn. 2007. The adoption of annual subsoilng as conservation tillage in dryland maize and wheat cultivation in northern China. Soil Till. Res. 94: 493-502
- Klute, A & C Dirsken. 1986. Hydraulic conductivity and diffusivity: Laboratory methods. In: A.Klute (ed) Methods of soil analysis. Part 1.Physical and mineralogical methods. 2nd. Ed. Agronomy 9: 687-734.
- Larocca, F; F Dalla Tea & JL Aparicio. 2004. VII Técnicas de implantación y manejo de *Eucalyptus grandis* para pequeños y medianos forestadores en Entre Ríos y Corrientes
- Lin, HS; KJ McInnes; LP Wilding & CT Hallmark. 1996. Effective porosity and flow rate with infiltration at low tensions into a well structured subsoil. Trans. ASAE. 39:131-133
- Nambiar, EKS. 1998. Productivity and sustainability of plantation forests., CSIRO. Ed. Forestry and Forest Products, Australia.
- Neter, J & W Wasserman, Applied linear statistical models: Regression analysis of variance and experimental design. Irwin, Homewood IL, 1974. 824p.
- Wilson, M & J Cerena. 2004. Mediciones físicas en suelos con características vérticas. Revista Científica Agropecuaria 8: 11-22
-

C1P23. MORFOLOGIA DEL SISTEMA POROSO EN USTOLES DE LA REGION SEMIARIDA PAMPEANA.

Fernandez Romina[1]*, Quiroga Alberto[1,2], Lobartini Carlos[3] y Noellemeyer Elke[2].

[1] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), EEA Anguil "Ing. Agr. Guillermo Covas", INTA, ruta Nac. Nº 5 km 580, 6326 Anguil, La Pampa, Argentina.
[2] Fac de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa.
[3] Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.
fernandez.romina@inta.gob.ar

RESUMEN

Mediante imágenes obtenidas a través de cortes delgados se identificó las diferencias en la forma de los macroporos entre suelos bajo uso agrícola (A) y en vegetación natural (VN) con más de 50 años de historia. Se determinaron tres estratos de profundidad, se tomaron muestras inalteradas que fueron secadas, e impregnadas con resina poliéster bajo vacío. Posteriormente, se prepararon cortes delgados mediante los procedimientos de corte, desbaste y pulido. Una vez obtenido el corte se lo colocó en un microscopio óptico y mediante cámara digital se sacaron fotografías, que fueron analizadas mediante el programa ImageJ con el fin de determinar si los macroporos presentan forma redondeada, irregular o elongada. En general la forma de los macroporos entre 10-2000 µm, en ambos usos y en los tres estratos de profundidad fue principalmente irregular y redondeada. No obstante al analizar la forma de los macroporos comprendidos entre 10-100 µm y entre 100-2000 µm, se pudo comprobar que hubo un efecto del uso del suelo, del diámetro de los macroporos y del estrato de profundidad. Los poros elongados se hallaron solamente en los macroporos de 100-2000 µm de diámetro bajo VN y en menor proporción, en los de diámetros entre 10 y 100 µm, mientras que estuvieron ausentes en el suelo A. La forma redondeada se encontró principalmente en el suelo A, y con mayores proporciones en el rango entre 10 y 100 µm. La mayor presencia de los poros redondeados bajo uso A podría interpretarse como el resultado de un proceso de la degradación cualitativa de la estructura del suelo.

Palabras clave: cortes delgados, análisis de imágenes, uso del suelo.

INTRODUCCIÓN

La micromorfología ha sido ampliamente utilizada por la comunidad científica debido a que permite el análisis de la matriz del suelo y su porosidad, especialmente la continuidad, tortuosidad, distribución, tipo y tamaño de poros (Brewer, 1976; Stoops, 2003; Pires *et al.*, 2013). Una herramienta para caracterizar "*in situ*" los componentes del suelo es la utilización de los cortes delgados (Kubiena, 1938) que junto con el análisis de imágenes (Pagliai, 1987; Kodešová, 2009) permite la obtención de información más detallada de la porosidad (Bouma *et al.*, 1977). Este tipo de análisis ha avanzado en las últimas décadas debido a la mejora en herramientas informáticas y a la disponibilidad de cámaras digitales con alta resolución que permiten evaluar la estructura del suelo con mayor detalle (Murphy *et al.*, 1977; Ringrose-Voase, 1991; Pires *et al.*, 2013).

Si bien es ampliamente conocido que los macroporos presentes en el suelo resultan esenciales para el crecimiento de la raíz, el transporte del agua y el intercambio de gases (Bouma *et al.*, 1977; Pagliai *et al.*, 2004), son escasos los estudios que brinden mayor detalle en cuanto a la caracterización de los poros mayores que 10 µm de diámetro *(Rasa et al.*, 2012). La degradación de las propiedades físicas debido al uso agrícola resulta en la compactación y el aumento consiguiente de la densidad aparente (DA) (Hamza & Anderson, 2005; Kahlon *et al.*, 2013;). Las consecuencias de la compactación resultan en pérdidas de las funciones relacionadas con el transporte, infiltración y flujo del agua en el perfil del suelo (Menon *et al.*, 2015). Es por esta relación entre compactación y la reducción de la infiltración del agua y la conductividad hidráulica que se ha estipulado que suelos compactados sufren la pérdida de macroporosidad relacionada con estas propiedades (Keller et al., 2012; Whalley et al., 2012; Naderi-Boldaji & Keller, 2016). Recientes estudios con técnicas de imágenes microtomográficas pudieron comprobar este concepto con suelos artificialmente compactados (Udawatta *et al.*, 2016).

También se ha especulado acerca de un cambio en la forma y orientación de los poros como resultado de los aumentos de densidad aparente que se observan en suelos agrícolas degradados (Sasal *et al*., 2006) y que la tortuosidad y conectividad de los mesoporos repercute en la conductividad hidráulica (Horn *et al.*, 1994; Schwen *et al.*, 2011;). Sin embargo, existe escasa información sobre los cambios en el tamaño y la forma de los poros en suelos degradados por el

uso agrícola y no se han cuantificado las relaciones entre características morfológicas de los poros y las propiedades físico-hídricas (Yu *et al.*, 2015).

Se planteó como objetivo, identificar las diferencias en la forma de los macroporos entre suelos bajo uso agrícola y en vegetación natural que se observan en imágenes obtenidas a través de cortes delgados.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se desarrolló en Paleustoles petrocálcicos, franco de la planicie con tosca de la Región Semiárida Pampeana Central. Se seleccionaron 2 suelos por diferencias en las prácticas de producción, de similar contenido de arcilla. Uno de ellos presenta vegetación de gramíneas perenne por más de 50 años con contenidos de carbono orgánico y nitrógeno superiores a otro suelo seleccionado bajo uso agrícola también por más de 50 años. Se determinaron tres estratos de profundidad, estrato superior a 0-6 cm, estrato medio a 17-23 cm y estrato inferior a 40-46 cm de profundidad, se determinó análisis granulométrico mediante el método de la Pipeta de Robinson, carbono y nitrógeno por combustión seca (LECO Truspec). Además se tomaron muestras con el fin de obtener cortes delgados siguiendo la técnica micromorfológica (Stoops, 2003). El procedimiento consistió en tomar muestras inalteradas de un área de 20 cm por 20 cm de manera tal que la estructura del suelo no fuera deteriorada. Las muestras se secaron y se impregnaron con resina poliéster bajo vacío. Cuando las muestras se endurecieron, se prepararon cortes delgados de aproximadamente 40 cm^2 de superficie (secciones de aproximadamente 6 cm x 7 cm) mediante los procedimientos de corte, desbaste y pulido (Murphy, 1986). Una vez obtenido cada corte se lo colocó en un microscopio óptico Zeiss y mediante cámara digital se sacaron 10 fotografías de distintos sectores del mismo. Para analizar las imágenes se utilizó un programa de procesamiento de imágenes de código abierto diseñado para imágenes multidimensionales científicas (ImageJ). El primer paso fue convertir la imagen original en una imagen en escala de grises usando el comando "color a escala de grises" (Image>Type>8-bit). El segundo paso fue establecer el umbral (Image> Adjust> Threshold), donde se definió un parámetro con una variación entre 152 y 174 en la escala de grises. Todas las imágenes se transformaron en negro (poros) y blanco (agregados del suelo). Luego la imagen fue sometida al procedimiento de análisis cuantitativo (Analyze> Set measurements > Analyze particles) en el que se seleccionaron propiedades tales como área y perímetro.

Los macroporos fueron clasificados según su forma siguiendo el criterio de Bouma et al. (1977), que consistió en el cociente área/$perímetro^2$. Para este análisis se consideraron los poros comprendidos entre 10-2000 µm los cuales se dividieron en dos categorías: 10-100 µm y 100-2000 µm Esta relación dio como resultado tres grupos de formas: redondeados si área/$perímetro^2$ > 0,04; irregulares si área/$perímetro^2$ se encuentra entre 0,015 y 0,04; y elongados si área/$perímetro^2$ < 0,015.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La clase textural de los suelos fue relativamente homogénea y varió entre franco y franco arenoso (Tabla 1). El contenido de carbono y nitrógeno fue menor en suelo agrícola con respecto al suelo en vegetación natural, y disminuyó con la profundidad del perfil.

Tabla 1. Caracterización de los suelos bajo vegetación natural (VN) y agrícola (A).

Uso	Estrato	Secuencia de horizontes	A+L (%)	Carbono (g kg^{-1})	Nitrógeno (g kg^{-1})
VN	Superior	A	50,3	69,2 A	7,4 A
	Medio	AC	39,1	7,9 B	0,9 A
	Inferior	C Ckm	37,5	4,7 B	0,4 B
A	Superior	A	58	14,0 B	1,4 B
	Medio	AC	57,9	9,3 A	0,8 A
	Inferior	C Ckm	56,1	7,7 A	0,6 A

Letras distintas indican diferencias significativas entre usos para el mismo estrato.

Los resultados obtenidos de las imágenes permitieron analizar las diferentes formas dentro de la categoría de los macroporos (10-2000 µm). Para el uso en VN la mayor proporción de poros correspondieron a irregulares, mientras que los redondeados y elongados tuvieron menor frecuencia en los tres estratos del perfil. En A las formas redondeada e

irregular fueron las halladas en mayor proporción, mientras que los elongados fueron los menos importantes en los tres estratos del perfil (Tabla 2).

Tabla 2. Distribución (% sobre el total de las observaciones) de la forma de macroporos (10-2000 µm) en los estratos superior, medio e inferior bajo vegetación natural (VN) y bajo uso agrícola (A).

	VN		
Estrato	Elongados	Irregulares	Redondeados
Superior	7,7	57,7	45,0
Medio	20,1	67,7	13,0
Inferior	10,0	61,7	28,3
	A		
Estrato	Elongados	Irregulares	Redondeados
Superior	1,7	44,3	54,0
Medio	1,2	38,3	60,2
Inferior	2,7	33,9	63,2

Al analizar la forma dentro de las dos categorías de macroporos 10-100 µm y 100-2000 µm se comprobó un efecto del uso del suelo, del diámetro del macroporo y del estrato de profundidad (Tabla 3). De esta manera, la forma de los macroporos entre 10-100 µm en el uso VN fue principalmente irregular y redondeada en los estratos superior y medio. En cambio en el estrato inferior aumentaron los redondeados y disminuyeron los irregulares y elongados. En los macroporos comprendidos entre 100-2000 µm, la forma irregular también fue la más importante, aunque en esta categoría de tamaño, se encontró mayor proporción de los elongados y menos redondeados con respecto a la categoría de 10-100 µm.

En el uso A la forma de los macroporos entre 10-100 µm fue principalmente redondeada, en menor medida se hallaron los irregulares y no se detectaron elongados. También en los de 100-2000 µm la mayor proporción fueron redondeados e irregulares, y los elongados estuvieron presentes en menor proporción (Tabla 3).

Tabla 3. Distribución (% sobre el total de las observaciones) de la forma de macroporos de distintos diámetros (10-100 µm y 100-2000 µm), en los estratos superior, medio e inferior bajo vegetación natural (VN) y bajo uso agrícola (A).

		10-100 µm			100-2000 µm		
Uso	Estrato	Elongados	Irregulares	Redondeados	Elongados	Irregulares	Redondeados
	Superior	9,7	43,7	46,7	29,0	52,0	18,0
	Medio	7,4	67,5	25,3	46,3	50,6	2,9
VN	Inferior	0,5	39,6	60,0	30,9	58,0	10,2
	Superior	0,0	29,7	76,0	8,0	46,7	46,9
	Medio	0,0	22,3	77,7	4,7	54,0	41,7
A	Inferior	0,0	27,1	72,6	7,2	57,2	35,8

Los resultados de este trabajo estarían indicando problemas de compactación principalmente en estrato medio del perfil. Rasa et al. (2012), utilizando el método de cortes delgados y análisis de imágenes, también encontraron mayor proporción de macroporos (> 50 µm) en uso en vegetación natural con respecto a suelos bajo uso agrícola. Si bien los macroporos resultan determinantes en la estructura del suelo y son los responsables del movimiento del agua, la aireación y el crecimiento radicular (Vandenbygaard *et al.*, 1999), su forma merece especial atención. En general la forma de los macroporos en ambos usos en los tres estratos fue en mayor proporción irregular y redondeada. No obstante al analizar la

forma de los macroporos comprendidos entre 10-100 µm y entre 100-2000 µm, se pudo comprobar que hubo un efecto del uso del suelo, del diámetro de macroporos y del estrato de profundidad. En este sentido se encontró que los poros elongados se hallaron solamente en los macroporos de 100-2000 µm de diámetro bajo VN y en menor proporción, en los de diámetros entre 10 y 100 µm, mientras que estuvieron ausentes en el suelo A. La forma redondeada se comportó de manera contraria, ya que se encontraron más representados en el suelo A, y con mayores proporciones en el rango entre 10 y 100 µm. Menores proporciones de poros elongados e irregulares en A podrían interpretarse como el resultado de un proceso de la degradación cualitativa de la estructura del suelo. Se ha estipulado que cuando el suelo se compacta, estos poros se rompen y se distribuyen en poros redondeados de menor diámetro (Fox *et al.*, 2004). A su vez, el cambio en el tamaño y la forma de los poros, asociado a la pérdida de MO ha sido mencionado como principal causa en las diferencias en conductividad hidráulica y tasa de infiltración entre suelos agrícolas y en vegetación natural (Czachor *et al.*, 2013). Los poros elongados se asociaron a las categorías de mayor diámetro y al contenido de carbono del suelo (Seobi *et al.*, 2005; Udawatta *et al.*, 2006; Castiglioni & Morras, 2007). En cambio, en el estrato inferior el efecto textural condicionaría la forma del macroporo. En función a lo expuesto, el suelo bajo uso A que contiene menor contenido de CO y N resultó tener mayor proporción de poros redondeados y muy baja proporción de la forma elongada.

Distintos estudios plantean que la dominancia de los macroporos de forma elongada por sobre las demás formas corresponde a suelos que no tienen problemas de compactación (Pagliai *et al.*, 1983; Costantini *et al.*, 2006; Pires *et al.*, 2008). En suelos densificados o compactados el flujo de agua se reduce no solamente debido a la menor porosidad total, sino también a causa del cambio en la distribución de la forma de poros. En este sentido Fox *et al*. (2004), Lamandé et al. (2003) y Valentín (1991) concluyeron que los poros redondeados fueron menos efectivos en la transmisión de agua que los poros irregulares y elongados.

La metodología de cortes delgados y el análisis de imágenes en zonas semiáridas ha sido utilizado escasamente, y en la Región Semiárida Pampeana no existen antecedentes de estudios sobre las interacciones entre el sistema poroso y la forma de los poros.

CONCLUSIONES

Los resultados demuestran que la práctica de uso influyó sobre el diámetro de los macroporos y su forma. Bajo VN se presentó mayor proporción de poros >10 µm y de forma elongada lo cual favorece a propiedades físico-hídricas tales como enraizamiento, captación y conducción del agua de las precipitaciones.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a las instituciones que financiaron el trabajo: Proyectos de INTA (PRET 1282101; PN 1133033, 1127032) y beca de formación de INTA.

BIBLIOGRAFÍA

- Bouma, J; A Jongerius; O Boersma; A Jager & D Schoonderbeek. 1977. The function of different types of macropores during saturated flow through four swelling soil horizons. Soil Sci. Soc. Am. J. 41: 945–950.
- Brewer, R. 1976. Fabric and Mineral Analysis of Soils. Krieger, New York, USA. 482 pp.
- Castiglioni M & H Morrás. 2007. Uso del análisis digital de imágenes para el estudio de la porosidad de la zona no saturada de argiudoles de Argentina. En: Estudio de la zona no saturada del suelo. Vol VIII. J. Guiraldez Cervera & F. Jimenez Homero. (Ed). Universidad de Córdoba España. ISBN: 84-690-7893-8, pp 83-88.
- Costantini, E; S Pellegrini; N Vignozzi & R Barbetti. 2006. Micromorphological characterization and monitoring of internal drainage in soils of vineyards and olive groves in central Italy. Geoderma 131: 388–403.
- Czachor, H; P Hallett; L Lichner & G Jozefaciuk. 2013. Pore shape and organic compounds drive major changes in the hydrological characteristics of agricultural soils. European Journal of Soil Science 64, 334–344.
- Fox, D; R Bryan & C Fox. 2004. Changes in pore characteristics with depth for structural crusts. Geoderma 120, 109–120.
- Hamza, M & W Anderson. 2005. Soil compaction in cropping systemsA review of the nature, causes and possible solutions. Soil Till. Res. 82: 121–145.
- Horn, R; H Taubner; M Wuttke & T Baumgartl. 1994. Soil physical properties related to soil structure. Soil Till. Res. 30: 187–216.

- Kahlon, M; R Lal & M Ann-Varughese. 2013. Twenty two years of tillage and mulching impacts on soil physical characteristics and carbon sequestration in Central Ohio. Soil Till. Res. 126: 151–158.
- Keller, T; J Sutter; K Nissen & T Rydberg. 2012. Using field measurement of saturated soil hydraulic conductivity to detect low-yielding zones in three Swedish fields. Soil Till. Res.124: 68–77.
- Kodešová, R. 2009. Soil micromorphology use for modeling of a non equilibrium water and solute movement. Plant, Soil and Environment 55: 424–428.
- Kubiena, W. 1938. Micropedology. Collegiate Press, Ames, USA. 242 pp.
- Lamandé, M; V Hallaire; P Curmi; G Pérès & D Cluzeau. 2003. Changes of pore morphology, infiltration and earthworm community in a loamy soil under different agricultural managements. CATENA 54: 637–649.
- Menon, M; X Jia; G Lair; P Faraj & A Blaud. 2015. Analysing the impact of compaction of soil aggregates using X-ray microtomography and water flow simulations. Soil Till. Res. 150: 147–157.
- Murphy, C. 1986. Thin Section Preparation of Soils and Sediments. A B Academic Publishers, Berkhamsted, UK. Pp 149. ISBN 0 333 41781X.
- Murphy, C; P Bullock & K Biswell. 1977. the Measurement and Characterisation of Voids in Soil Thin Sections By Image Analysis. Part I. Applications. Journal of Soil Science 28: 509–518.
- Naderi-Boldaji, M & T Keller. 2016. Degree of soil compactness is highly correlated with the soil physical quality index S. Soil Till. Res. 159: 41–46.
- Pagliai M. 1987. Effects of different management practices on soil structure and surface crusting. In: N Fedoroff, L Bresson, M Courty (Eds.), Soil Micromorphology. Proc. VIIth Int. Working-Meeting on Soil Micromorphology, Paris, July 1985, AFES, Paris (1987), pp. 415-421.
- Pagliai, M; M La Marca & G Lucamante. 1983. Micromorphometric and micromorpho- logical investigations of a clay loam soil in viticulture under zero and conventional tillage. Journal of Soil Science 34: 391–403.
- Pagliai, M; N Vignozzi & S Pellegrini. 2004. Soil structure and the effect of man- agement practices. Soil Till. Res. 79: 131–143.
- Pires, I; F Borges; S Passoni & A Pereira. 2013. Soil Pore Characterization Using Free Software and a Portable Optical Microscope. Pedosphere 23: 503–510.
- Pires, L; F Cássaro; K Reichardt & O Bacchi. 2008. Soil porous system changes quantified by analyzing soil water retention curve modifications. Soil Till. Res. 100: 72–77.
- Rasa, K; T Eickhorst; R Tippkötter & M Yli-Halla. 2012. Structure and pore system in differently managed clayey surface soil as described by micromorphology and image analysis. Geoderma 173: 10–18.
- Ringrose-Voase, A. 1991. Micromorphology of soil structure: description, quantification, application. Australian Journal of Soil Research 29: 777–813.
- Sasal, M; E Andriulo & M Taboada. 2006. Soil porosity characteristics and water movement under zero tillage in silty soils in Argentinian Pampas. Soil Till. Res. 87: 9–18.
- Schwen, A; G Bodner; P Scholl; G Buchan & W Loiskandl. 2011. Temporal dynamics of soil hydraulic properties and the water-conducting porosity under different tillage. Soil Till. Res. 113: 89–98.
- Seobi,T; S Anderson; R Udawatta & C Gantzer. 2005. Influence of grass and agroforestry buffer strips on soil hydraulic properties for an Albaqualf. Soil Sci. Soc. Am. J. 69: 893–901.
- Stoops, G. 2003. Guidelines for Analysis and Description of Soil and Regolith Thin Sec- tions. Soil Science Society of America, Inc., Madison, USA. pp 184.
- Udawatta, R; S Anderson; C Gantzer & H Garrett. 2006. Agroforestry and grass buffer influence on macro- pore characteristics: a computed tomography analysis. Soil Sci. Soc. Am. J. 70: 1763–1773.
- Udawatta, R; C Gantzer; S Anderson & S Assouline. 2016. Synchrotron microtomographic quantification of geometrical soil pore characteristics affected by compaction. SOIL 2: 211–220.
- Valentín, C. 1991. Surface crusting in two alluvial soils of northern Niger. Geoderma 48: 201–222.
- Vandenbygaard, A; R Protz & A Tomlin. 1999. Changes in pore structure in a no-till chronosequense of silt loam soils, Southern Ontario. Canadian Journal of Soil Science 79: 149–160.
- Whalley, W; G Matthews & S Ferraris. 2012. The effect of compaction and shear deformation of saturated soil on hydraulic conductivity. Soil Till. Res. 125: 23–29.
- Yu, M; L Zhang; X Xu; K Feger; Y Wang; W Liu & K Schwärzel. 2015. Impact of land-use changes on soil hydraulic properties of Calcaric Regosols on the Loess Plateau, NW China. Journal of Plant Nutrition and Soil Science. 178: 486-498.

C1P24. CALCIO SOLUBLE, GENERACIÓN DE UN MODELO PREDICTIVO EN FUNCIÓN DE PARÁMETROS DE DETERMINACIÓN RUTINARIOS EN SUELO.

Ferro D., L. Larrieu, V. Merani, L. Nughes, L. Juan, D. Bennardi y G. Millan.

Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata. Av 60 y 119 s/n. La Plata, Buenos Aires, Argentina. daniel.ferro@agro.unlp.edu.ar

RESUMEN

La dotación de los nutrientes en el suelo se encuentra regida por el equilibrio de una fracción de reserva, constituida por la fracción intercambiable y su concentración en la solución externa a partir de la cual son absorbidos por las raíces de las plantas, siendo el proceso de intercambio denominado renovación. La capacidad de intercambio de un suelo, ya sea aniónica o catiónica, depende de la cantidad y tipo de coloides presentes, y su capacidad de adsorber iones y según su carga eléctrica disponerlos en cantidades adecuadas, principalmente cuando la regulación de la absorción no puede ser ejercida por la planta. Lo antedicho sucede en elementos que ingresan al vegetal por flujo masal y su administración depende del agua absorbida y su concentración en ella. El calcio (Ca) y el magnesio (Mg) poseen dicha dinámica y por tal motivo, el diagnóstico de las condiciones de suficiencia-deficiencia de estos nutrientes en el suelo se torna complejo. Se realizó la determinación analítica (pH, MO, Textura, Pbk, Nt, CIC, Cationes de intercambio, CE y Cationes solubles) sobre 26 suelos de diferentes localidades de la provincia de Buenos Aires, en posiciones de loma, no salinos ni alcalinos. Con los resultados se realizaron curvas de regresión entre las determinaciones mencionadas y el calcio soluble, encontrándose correlaciones aceptables para los parámetros MO y pH. Posteriormente los parámetros fueron sometidos a un análisis de regresión múltiple con selección de variables paso a paso, con una probabilidad de ingreso de variable del 5%. Las variables retenidas, fueron coincidentes con aquellas que obtuvieron un ajuste lineal observable en su análisis individual obteniéndose el siguiente modelo: Ca(meq/l)=-0,67+1,89.CE(dS/m)+0,69.CO(%) y R^2= 0,75 posteriormente se cargó al modelo los valores de 10 muestras de suelo y se obtuvo una correlacion con un R^2=0,9294 confirmando la calidad del modelo para este tipo de suelo.

Palabras clave: corrección cálcica, pH, materia orgánica.

INTRODUCCIÓN

Las especies vegetales, para crecer y desarrollase, necesitan cantidades absolutas y relativas de minerales variables de acuerdo a la especie y a la edad de la planta (Marschner, 1995). Las plantas absorben los nutrientes desde el suelo a través de sus raíces, y, en consecuencia, el ambiente edáfico debe disponerlos en cantidades adecuadas, principalmente cuando la regulación de la absorción mineral no puede ser ejercida por la propia planta. Lo antedicho sucede en aquellos elementos que ingresan al vegetal a través de flujo masal, es decir, por diferencia de potencial agua debido a la transpiración (Miravé *et al.*, 2015), y su administración depende casi únicamente del agua absorbida y su concentración en ella. Arrigo & Conti (1985) evidenciaron que el calcio (Ca) y el magnesio (Mg) poseen dicha dinámica en suelos de la Región Pampeana y por tal motivo, el diagnóstico de las condiciones de suficiencia-deficiencia de estos nutrientes en el suelo se torna complejo y dependiente de las características de los sistemas de producción abordados.

La dotación de los nutrientes en el suelo se encuentra regida por el equilibrio de una fracción de reserva, constituida fundamentalmente por la fracción intercambiable (factor capacidad) y su concentración en la solución externa a partir de la cual son absorbidos por las raíces de las plantas (factor intensidad), siendo el proceso de intercambio denominado renovación. La capacidad de intercambio de un suelo, ya sea aniónica o catiónica, depende de la cantidad y tipo de coloides presentes en el suelo, que sean capaces de adsorber iones sobre su superficie, según su carga eléctrica. Existe un fenómeno denominado “selectividad” de la adsorción, que hace alusión a la preferencia de algunos iones por ciertos coloides, debiéndose a cuestiones fundamentalmente estéricas. Fassbender & Bornemisza (1987) informaron varias series liotrópicas para cationes de acuerdo al tipo de coloide intercambiador. Los autores afirman que estas series pueden variar con el pH del medio.

Para el estudio de la adsorción de un elemento sobre la superficie de un coloide se han utilizado funciones denominadas “isotermas de adsorción” (Tan, 1993; McBride, 2000; Foo & Hameed, 2010; Long, *et al.*, 2016). Estas funciones

relacionan la cantidad de la molécula/ión adsorbido con la concentración de los mismos en la solución del suelo. Dichas funciones han sido clasificadas en 4 tipos: L, S, C y H, según McBride, (2000). La naturaleza del equilibrio de este proceso, regido por las variables mencionadas anteriormente, hacen que la relación fracción intercambiable/fracción en la solución externa, pueda variar en cada sistema. Es por este motivo que sería previsible desde el punto de vista teórico, y a la luz de la información bibliográfica existente, que distintas características edáficas provoquen diferentes concentraciones de los elementos en la solución externa del suelo, los cuales constituyen, como se manifestó, la forma disponible para las plantas.

Aun así, limitando la variabilidad de ciertos parámetros edáficos sería posible generar funciones predictivas de la concentración de los cationes en la solución externa, a partir de variables correlacionadas. En caso que lo antedicho fuera posible, será interesante poder lograr abarcar la mayor cantidad de situaciones posibles con una pertinencia considerable.

En el siguiente trabajo se parte de la hipótesis de que se puede lograr ajustar una función que permita predecir la concentración de Ca en la solución externa de los suelos a partir de otros parámetros físico-químicos del mismo.

En función de lo antedicho se intentara generar un modelo predictivo del calcio en la solución externa del suelo, a partir de la generación de información sobre la dinámica de los nutrientes en los suelos, a fin de mejorar y facilitar el manejo de los mismos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó la determinación analítica de 26 suelos de diferentes localidades de la provincia de Buenos Aires, con mismo material originario (loess), en posiciones de loma, no salinos (CE < 2 dS/m) ni alcalinos (pH < 7). Fueron muestreados mediante muestra compuesta (0-20 cm) con 50 submuestras muestra^{-1} para superficies de 50 ha. Dichas muestras fueron secadas mediante circulación forzada a 40ºC, mortereadas y tamizadas según determinación a practicar.

Sobre los suelos se realizaron los siguientes análisis: a) pH actual: relación suelo:agua de 1:2,5, determinación potenciométrica; b) Nitrógeno total por digestión ácida y destilación microKjeldahl; c) carboono oxidable y materia orgánica por metodología Walkley & Black micrométodo; d) fósforo disponible por metodología Bray-Kurtz 1; e) capacidad de intercambio catiónico y bases: método del acetato de amonio 1N pH 7 (bufferado), determinación de CIC por destilación Kjeldahl, Ca y Mg por quelatometría, Na y K por fotometría de llama; f) conductividad eléctrica y bases en extracto de saturación: Ca y Mg por quelatometría y Na y K mediante fotometría de llama; g) textura por el método de Bouyoucos. Para todos estos análisis se siguieron los protocolos SAMLA (2004).

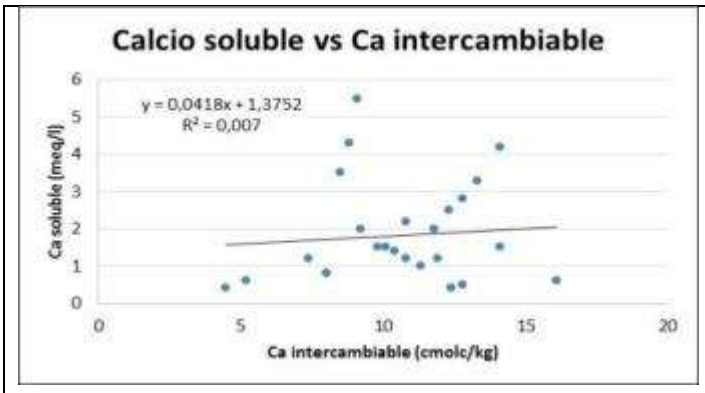
Mediante el método de estadístico de selección de variables (Stepwise), se buscaron las variables independientes a partir de las determinaciones efectuadas, que permitan inferir la concentración de Ca soluble en la solución externa del suelo.

Posteriormente, se seleccionaron 10 suelos que no hayan sido incluidos en la generación del modelo y se procedió a comparar el resultado de Ca soluble analizado y el predicho por el modelo, solamente analizando en laboratorio las determinaciones presentes en la función desarrollada.

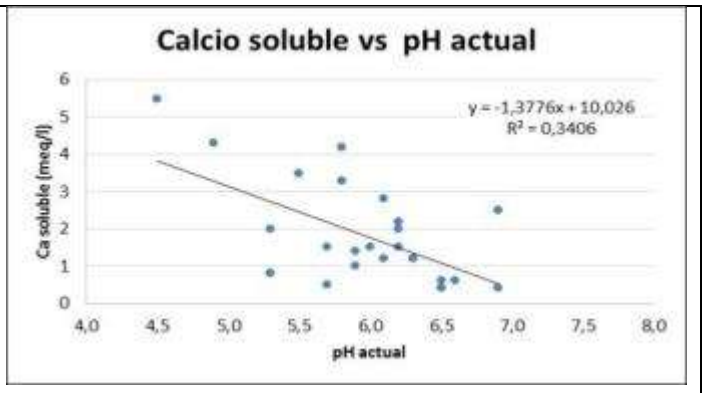
RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Generación de Modelo

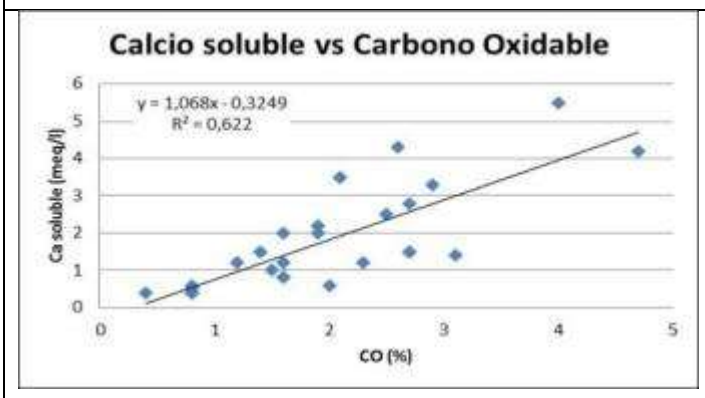
Se realizaron gráficos de dispersión entre la variable de interés (calcio soluble) y las posibles variables predictoras independientemente (ajustando rectas entre las variables) con el objetivo de encontrar relaciones entre ellas. En la Figura 1 se observan los gráficos para algunas de las variables realizadas: calcio intercambiable (cmolc/kg), pH actual, CO (%), CIC (cmolc/kg), CE (dS/m), Arcilla (%) y Fósforo Extractable (ppm).


Calcio soluble vs Ca intercambiable
y = 0,0418x + 1,3752
R² = 0,007
Ca soluble (meq/l)
Ca intercambiable (cmolc/kg)

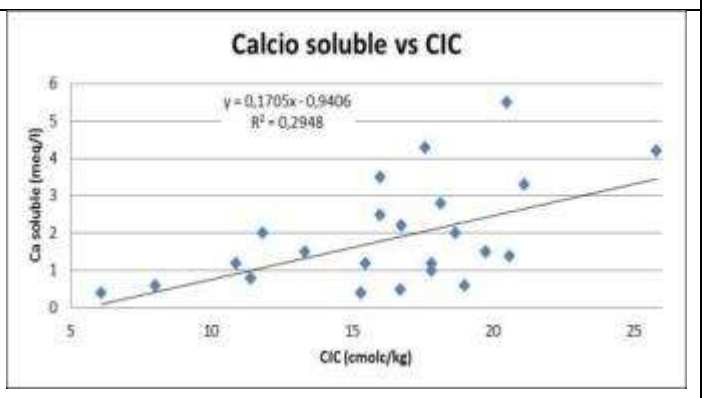
A


Calcio soluble vs pH actual
y = -1,3776x + 10,026
R² = 0,3406
Ca soluble (meq/l)
pH actual

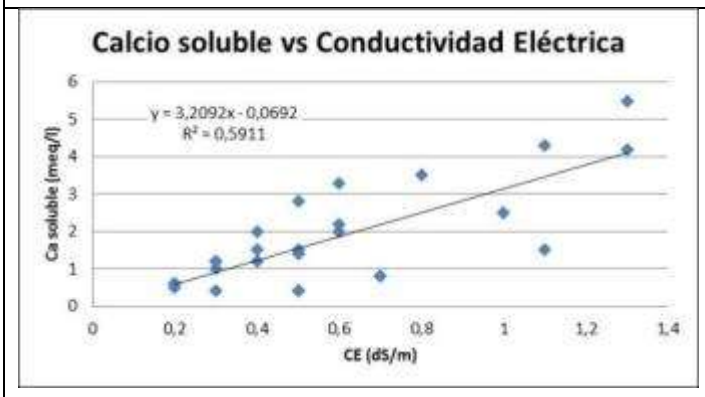
b


Calcio soluble vs Carbono Oxidable
y = 1,068x - 0,3249
R² = 0,622
Ca soluble (meq/l)
CO (%)

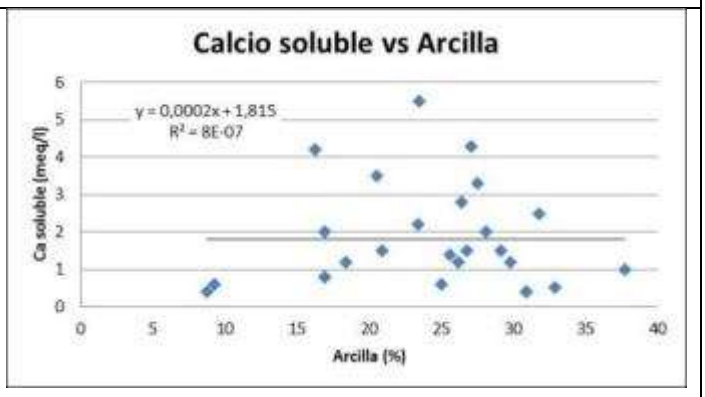
C


Calcio soluble vs CIC
y = 0,1705x - 0,9406
R² = 0,2948
Ca soluble (meq/l)
CIC (cmolc/kg)

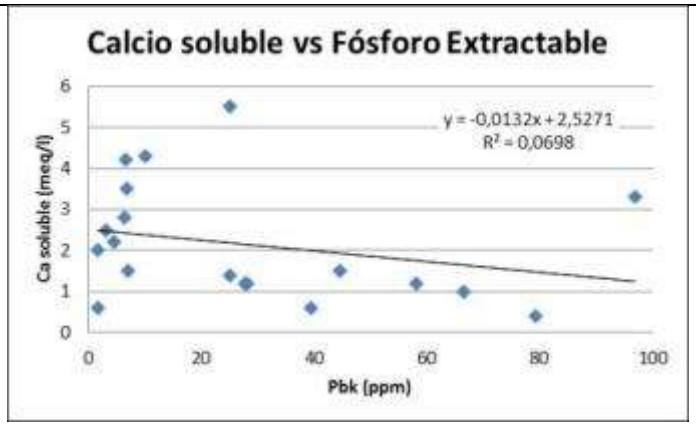
d


Calcio soluble vs Conductividad Eléctrica
y = 3,2092x - 0,0692
R² = 0,5911
Ca soluble (meq/l)
CE (dS/m)

E


Calcio soluble vs Arcilla
y = 0,0002x + 1,815
R² = 8E-07
Ca soluble (meq/l)
Arcilla (%)

f



G

Figura 1. a. Calcio soluble (meq/l) vs Ca intercambiable; b. Calcio soluble (meq/l) vs pH actual; c. Calcio soluble (meq/l) vs Carbono Oxidable (%); d. Calcio soluble (meq/l) vs Capacidad de Intercambio Catiónico (cmolc/kg); e. Calcio soluble (meq/l) vs Conductividad Eléctrica (dS/m); f. Calcio soluble (meq/l) vs Arcilla (%); g. Calcio soluble (meq/l) vs Fósforo Extractable (ppm)

Se puede destacar que el calcio soluble arrojó relaciones lineales ajustadas ($R^2 > 0,5$) con la conductividad eléctrica ($R^2 = 0,59$) y el contenido de carbono oxidable ($R^2 = 0,62$), en ambos casos de manera directamente proporcional.

El aumento en el calcio soluble en relación al aumento del carbono oxidable se puede asociar a que la fuente principal de este elemento en el suelo se encuentra formando parte de la materia orgánica, siendo el carbono oxidable un estimador de ella. Por tal motivo, se entiende que a mayores contenidos de calcio en su factor capacidad, se encuentran mayores contenidos en su factor intensidad, siempre y cuando no existan limitantes para su renovación como es el caso de los suelos estudiados.

La conductividad eléctrica, por su parte, cuantifica la cantidad de electrolitos presente en la solución del suelo. Es dable esperar entonces que mayores conductividades se asocien a mayores contenidos de calcio en la solución externa del suelo, teniendo en cuenta que existe un equilibrio entre los cationes presentes en ella y en la fracción intercambiable. En dicho equilibrio, entendido estequiométrico y en base a uniones de naturaleza cinética química, participan variables relacionadas a los iones presentes en el suelo (concentración, valencia, radio hidratado), selectividad de los coloides, entre otros. Aún así, el calcio es el catión que mayor participación posee dentro de las bases presentes. Según la bibliografía mencionada, se considera que la totalidad de la CIC debiera estar representada por el 65-85% de calcio. De tal manera, es dable esperar que, a mayor conductividad eléctrica, sea el catión calcio el que aumente en la solución externa del suelo. Según Zhang & Zhao, (1997) y Jaramillo, (2002), las propiedades de los coloides que afectan el intercambio iónico en el suelo son: la cantidad y tipo de coloides presentes, es decir, la cantidad-tipo de arcilla y de materia orgánica, la superficie específica de dichos coloides; y la densidad de carga de los mismos. Las propiedades de los iones que afectan su capacidad de intercambio, según Jaramillo, (2002) y Navarro Blaya & Navarro García, (2003), son: la carga del ión (a mayor carga, mayor retención ante un mismo tamaño del mismo); la dimensión del radio hidratado (a mayor número de moléculas de agua que rodean el ión, disminuye la fuerza de retención); y el tamaño del radio cristalográfico del ión deshidratado (como existe una relación inversa entre el radio deshidratado del ión y su radio hidratado, cuanto mayor es el radio deshidratado mayor es la fuerza de retención), radio del ion (en iones con escasa/nulas capa de hidratación, a igualdad de carga, cuanto mayor es el radio, menor la carga específica y por lo tanto su fuerza de retención) . Debido a lo dicho se han establecido series denominadas "liotrópicas" en las cuales se ordenan los iones de acuerdo con su capacidad de ser adsorbidos. A título de ejemplo, según Bohn *et al.*, (1993) y Navarro Blaya & Navarro García, (2003), se establece la siguiente serie: Al > Fe > Ca > Mg > K > Na.

En contraposición y en bases al equilibrio entre los cationes bajo el efecto de cargas iónicas negativas presentes en los coloides (solución interna) y aquellos que se encuentran disueltos sin dicho efecto, no se encontró una regresión significativa entre la concentración del calcio en ambas fracciones (calcio intercambiable vs calcio soluble). Lo mismo se puede asociar a la mencionada selectividad de los iones y sus interacciones en la matriz edáfica, cuya dinámica se caracteriza por ser compleja. En adición, en texturas más finas (mayor contenido de arcilla) tampoco pudo evidenciarse

una relación positiva con dicho parámetro a pesar del aumento que provoca en la totalidad del intercambio catiónico por ser un mineral de naturaleza coloidal. Paralelamente, el pH obtuvo valores llamativos ya que arrojó una relación inversamente proporcional. El pH es un parámetro inversamente proporcional a la concentración de protones en suelo (instauración), por tal motivo, era dable esperar que aumentos en el mismo y por consecuencia menor concentración de protones, produjeran aumentos en el contenido de calcio en el suelo conjuntamente al aumento de las bases presentes.

Posteriormente a la obtención de los resultados descriptos, se realizó un análisis de regresión múltiple con selección de variables paso a paso (Forward) con una probabilidad de ingreso de variable del 5%. Las variables retenidas, fueron coincidentes con aquellas que obtuvieron un ajuste lineal observable en su análisis individual. Los valores de los parámetros fueron los siguientes:

$$Ca\ (meq/l) = -0{,}67 + 1{,}89\ CE\ (dS/m) + 0{,}69\ CO(\%)$$
$$R^2 = 0{,}75$$

Donde:
Ca: calcio en extracto de saturación (meq/l)
CE: conductividad eléctrica (dS/m)
CO: carbono orgánico (%)

La función arrojó un coeficiente de ajuste del 75% evaluando suelos de CE comprendida entre 0,15 dS m^{-1} y 2 dS m^{-1}; y pH entre 4,5 y 6,9.

El diagnóstico de Ca se ha realizado en función de su concentración en el intercambio, siendo sus valores La predicción de calcio soluble y/o el intercambio de éste nutriente, no ha sido estudiado según la bibliografía disponible, como sí se ha estudiado el intercambio de K (citas).

Comprobación del modelo

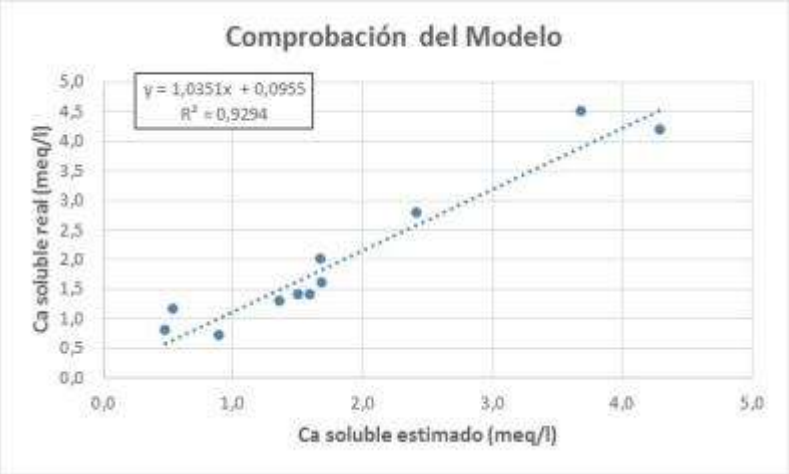


Figura 2. Comparación entre el valor estimado de Ca soluble por el modelo generado y el valor real expresado en meq/l

Se procedió a validar el modelo empleando 10 muestras que no fueron utilizadas en la obtención del mismo. Se graficaron los resultados experimentales (Ca soluble real) versus los predichos por el modelo (Ca soluble estimado) (Figura 2). Se pudo observar que el modelo generado se ajustó con un coeficiente de determinación del 92,94% ($p<0{,}05$), estimando un valor del parámetro en pendiente cercano a 1 (1,035), y, en consecuencia, evidenciando que los valores de Ca soluble estimados fueron similares a los experimentales.

CONCLUSIONES

Se logró obtener un modelo de regresión lineal que permitió estimar el contenido de calcio soluble en suelo con un elevado coeficiente de regresión, utilizando como variables regresoras la conductividad eléctrica y el carbono oxidable.

La generación de modelos se limita a suelos que compartan características edáficas similares y por ende es pertinente realizar una función para cada situación edáfica.

La predicción de la cantidad de calcio en la solución externa en función de variables diagnóstico de rutina permitirá eficientizar el diagnóstico de suficiencia cálcica en función de la necesidad específica de cada cultivo.

BIBLIOGRAFÍA

- Arrigo, N & M Conti. 1985. Importancia de los mecanismos de intercepción radical, flujo masal y difusión de Ca, Mg, K y Na en plantas de maíz en suelos pampeanos. Revista de la Facultad de Agronomía, 6(3), pp. 183-188.
- Bohn, H; B McNeal & G O´Connor, G. 1993. Química del Suelo. México: Limusa. pp.370
- Fassbender, H. & E Bornemisza. 1987. Química de suelos con énfasis en Amércia Latina. 2da ed. San José, Costa Rica: Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA).
- Foo, K & B Hameed. 2010. Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. Chemical Engineering Journal, 156(1), pp. 2-10.
- Jaramillo, D. 2002. Las propiedades químicas del suelo. In: D. Jaramillo, ed. Introducción a la ciencia del suelo. Medillín: Universidad Nacional de Colombia, pp. 319-342.
- Long, G; X Lizhi; S Xiaowen & Z Xiaoling. 2016. Modeling adsorption with lattice Boltzmann equation. Nature, Issue 6, pp. 1-9.
- Marschner, H. 1995. Mineral nutrition of higher plants. Segunda ed. London: Academic Press. pp 643.
- McBride M. 2000. Chemisorption and Precipitation Reactions. In: M. Sumner, ed. Handbook of Soil Science. Florida: CRC Press, pp. 265-302.
- Miravé, J; J Tognetti; L Aguirrezábal & S Assuero. 2015. Fundamentos de la Nutrición Mineral en Plantas. In: H. Echeverría & F. García, eds. Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos. Buenos Aires: INTA Ediciones, pp. 131-154.
- Navarro Blaya, S & G Navarro García. 2003. Química Agrícola. El suelo y los elementos químicos esenciales para la vida vegetal. 2da ed. Madrid: Mundi-Prensa. 487 páginas.
- SAMLA. 2004. Sistema de Apoyo Metodológico a los Laboratorios de Análisis de Suelos, Buenos Aires: SAGyP.
- Tan, K. 1993. Principles of Soil Chemestry. Second ed. Athens, Giorgia: Marcel Dekker Inc.
- Zhang, X & Zhao A. 1997. Surface charge. In: T. Yu, ed. Chemistry of Variable Charge Soils. New York: Oxford University Press Inc, pp. 17-63.

C1P25. CAMBIOS EN PROPIEDADES EDÁFICAS POR EL USO DEL SUELO EN EL SUDESTE DE SANTIAGO DEL ESTERO

Galizzi, Fernando A.; González, Celia C.; Elías Tissera, María J.; Sánchez, María C.; Cáceres Romero, Héctor; Azar, Abel E. y Cosci Francisco.

Facultad de Agronomía y Agroindustrias, Universidad Nacional de Santiago del Estero. Avenida Belgrano sur 1912. 4200. Santiago del Estero. Argentina.
fgalizzi@unse.edu.ar

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue evaluar cambios en propiedades edáficas comparando el suelo virgen con una situación agrícola en lotes donde en los últimos 8 – 10 años se realizaron un manejo con cultivos extensivos y siembra directa. En todos los sitios, se extrajeron muestras pareadas de 0-15 cm y 15 – 30 cm. Se determinaron densidad aparente (Dap), pH, conductividad eléctrica (CE), carbono orgánico suelo (COS), carbono orgánico particulado (COP), carbono orgánico asociado a la fracción mineral < 53 µ (COA), resistencia a la penetración (Rp). Las propiedades estudiadas fueron afectadas por el manejo. En los lotes agrícolas, pH fue más alto y CE fue menor en comparación con el suelo de monte. En algunos sitios, la situación de monte, tuvo algunos valores elevados de CE como fueron los sitios "El Hangar" y "Colaneri" debido a que estos suelos tienen naturalmente sectores con altos CE. La Dap mostro siempre mayores valores en la situación de manejo agrícola. Los valores de Dap del monte fueron menores a 1 $g.cm^{-3}$ mientras que en los suelos agrícolas, fueron mayores. En todos los casos Dap fue mayor en la profundidad de 15 – 30 cm. La resistencia a la penetración también fue mayor en el sector agrícola en comparación con el sector de monte, a pesar que en el primero se midió esta propiedad con mayores valores de humedad edáfica comparada con el monte. La compactación fue dispar y se presento entre las profundidades de 5- 15 cm debido probablemente a la historia del lote. El COS fue mayor en el suelo natural y disminuye en el lote agrícola a excepción del sitio "El Olvido" donde los resultados fueron opuestos. Los valores de COA, el carbono mas estable del suelo, fue en general mayor que el COP con una relación COA/COP entre 2,0 – 2,4.

Palabras claves: SD, suelos agrícolas

INTRODUCCION

Los suelos tienen una determinada capacidad productiva que, junto a las características del clima de la región, condicionan la elección y el manejo de los cultivos. Se conoce que todo suelo cultivado está sometido a procesos de alteración o deterioro de sus propiedades físicas y químicas y que la magnitud del tal deterioro depende, fundamentalmente, del tipo y la intensidad de manejo. Los procesos de deterioro pueden ser de diferente magnitud variando con la zona, suelo y prácticas aplicadas. En la zona de secano del sudeste de Santiago del Estero en estos últimos años, con el avance de la frontera agropecuaria, se incrementó en forma exponencial el desmonte del suelo para introducir cultivos extensivos, principalmente trigo, soja, algodón, maíz y siembra directa (SD) (Zerda & Moreira, 2006).

Si bien hay muchos productores que aplican la tecnología de SD, cultivos extensivos y rotaciones se carece de datos que muestren como impacta este manejo sobre el suelo y sus propiedades. La bibliografía existente muestra que hay numerosos trabajos que evaluaron la calidad de los suelos en diferentes ambientes de la provincia y en distintos sistemas de manejo, encontrándose un vacío en la información en cuanto la degradación de las propiedades del suelo en los suelos debido al cambio en el uso de la tierra en esta región de la provincia.

A través del desmonte y la labranza han descripto alteraciones morfológicas, físicas y bioquímicas del suelo en el horizonte superficial de un suelo Entisol (Regosol, FAO) en la zona de riego del rio Dulce (Ramsperguer, 1992). En la provincia de Santiago del estero se ha determinado que la calidad del suelo disminuye cuando este se desmonta y se transforma en un agroecosistema ya sea en la zona de riego como en la zona de secano expresada mediante la disminución del contenido de materia orgánica y la estabilidad estructural (Ramsperguer 1992; Roldán *et al.*, 2000; Galizzi *et al*., 2012).

Los productores interpretan que es importante el mantenimiento de la fertilidad del suelo con el objetivo de tener rendimientos adecuados para mantener la rentabilidad del sistema. Pero desconocen que la fertilidad se asocia con propiedades físicas y químicas y principalmente se la puede vincular con el contenido de materia orgánica, estructura y densidad aparente. También suponen que el pH y los contenidos de nutrientes esenciales (N, P, K, S, Ca y otros) son apropiados por tratarse de suelos jóvenes no tan chacareados como los suelos de la pampa húmeda. Por lo cual los cambios en suelos cultivados comparados con un suelo virgen o natural pueden servir para identificar procesos de degradación del suelo así la degradación física puede ser identificada por medio del estudio de variables físicas tales como densidad aparente, estabilidad estructural y resistencia mecánica pueden indicar la dirección e intensidad en que están actuando los procesos antrópicos (Buschiazzo *et al*., 1996; Panigatti *et al*., 1998)

En relación a las propiedades que tiene los suelos de esta zona semiárida de secano del sur este provincial (departamentos Taboada y Belgrano) se tiene una escasa información (Puig *et al.*2007; González *et al*. 2014) todos los cuales provienen de un ensayo de rotaciones y SD de la AER Bandera (INTA Quimilí) pero no existe información para esta gran área sobre procesos de degradación de los suelos y su magnitud.

Con el objetivo de generar una información preliminar valida para la región del SE santiagueño sobre la degradación física y química de suelos se estudiaron lotes en campos de productores que aplican un manejo con SD y rotaciones en los últimos 10 años. La finalidad es comparar, mediante variables físicas y químicas que se analizan en lotes agrícolas y con monte natural (suelos originales, no cultivados) los cuales describen la situación actual de los lotes agrícolas y relacionándolo con un suelo virgen que se considera como una línea de base o de comparación a los fines del estudio.

MATERIALES Y METODOS

Se estudiaron algunas propiedades edáficas en dos situaciones, en suelos no cultivados (monte) y en sistemas de producción agrícolas (SD, cultivos extensivos, rotaciones) en campos ubicados en el sur-este de la provincia de Santiago del Estero.

Los suelos estudiados están en la zona que forma parte de la unidad fitogeográfica del Gran Chaco Americano, subunidad Chaco Semiárido. Geomorfológicamente es una planicie loéssica. El gradiente topográfico es suave (<0,5 ‰) y el sentido de la pendiente regional es dirección NO - SE. Angueira *et al.* (2012) describen al suelo del área de estudio con un perfil A1p – B - C1*k* clasificado como *Haplustol típico* serie Bandera familia franca, mixta, térmica y régimen de humedad ústico (INTA, 1978).

El clima es semiárido a subhúmedo, caracterizado por inviernos secos y lluvias estivales – otoñales que permiten hacer cultivos estivales e invernales. Las precipitaciones se distribuyen en forma irregular, son muy variables tanto es así que durante algunos años no se pudo sembrar trigo en el invierno por falta de agua en el perfil edáfico y escasas lluvias otoño-invernales mientras que en estos últimos tres años las precipitaciones fueron más intensas, mayores que el promedio de la zona (800 mm) y provocaron problemas de anegamiento, inundación y elevación de la capa freática (Zerda, 2015).

Se seleccionaron cinco sitios en los departamentos Taboada y Belgrano de la provincia de Santiago del Estero. Los campos elegidos pertenecen a la zona de influencia de la AER Bandera (INTA Quimilí) y trabajan en el sistema "Chacra Bandera (Aapresid)" donde hay lotes con siembra directa (soja, maíz, trigo) con áreas no cultivadas que corresponden a cortinas con monte virgen o natural de unos 30 m de ancho por distintas longitudes (200 m – 500 m).

Un sitio fue el ensayo de rotaciones de larga duración de AER Bandera (EEA INTA Quimilí) ubicado en el campo S0 "*El Hangar*". Los otros sitios se identifican como S1 "*Averías"*, S2 "*La Ponderosa*", S3 "*El Olvido*" y S4 "*Colaneri*". Las determinaciones realizadas fueron:

pH: por método potenciométrico en una relación suelo agua de 1 a 2,5
Carbono orgánico del suelo (Walkley – Black): macro método. Se expresa en %
Carbono orgánico asociado (Cambardella y Elliott, 1992): determinando el carbono orgánico asociado a la fracción mineral de diámetro menor a 50 um. Se utilizo el macro método de Walkley – Black. Se expresa en %
Carbono orgánico particulado: se calcula como la diferencia entre COS y COA. Se expresa en %
Contenido de sales solubles: midiendo la CE del extracto de saturación. Se expresa en dS m^{-1}
Densidad aparente: usando un cilindro metálico de 100 cm^3. Se expresa en g cm^{-3}

Humedad actual: por el método gravimétrico. Secando en estufa hasta peso constante a 105 °C. Se expresa en %
Resistencia a la penetración: se lo determino con el penetrómetro a golpes con cono de 30° (Oneto & Ferreiro, 2011

Se tomaron dos muestras por lote de las profundidades de 0-15 cm y 15 – 30 cm. El análisis se hizo como muestras pareadas. Las muestras se obtuvieron en distintas épocas del año pero todas fueron extraídas después de un periodo de inundación que durante dos años padeció la zona en estudio.

RESULTADOS Y DISCUSION

Propiedades químicas

En la tabla 1 se muestran los valores promedio de las propiedades químicas analizadas por sitio y por situación.

En todos los casos estudiados el pH en los lotes agrícolas fue mayor que en el monte. El incremento estuvo entre un 8 – 20 %, con un promedio del 17 %. Igual el pH se mantuvo en el rango del neutro por lo cual no se afectaría la disponibilidad de los nutrientes que seria un efecto deletéreo importante de esta propiedad.

Con respecto al contenido de sales solubles (medido a través de la CE) fue menor en el sector agrícola en relación con el monte sin embargo en dos situaciones de monte se observaron valores elevados de CE como fueron los sitios S0 ("El Hangar") y S4 ("Colaneri") también porque estos suelos tienen sectores con altos contenidos de sales solubles o salinos y se deben a esta variabilidad que naturalmente tiene esta propiedad. El CE bajó en los suelos agrícolas debido tal vez a que la deforestación produce un mayor ingreso (infiltración) de agua y por lo tanto un lavado superficial de las sales y un transporte hacia porciones o capas mas profundas del suelo. Esta situación se presenta en los dos sitios que están mas al sur y oeste de los campos estudiados.

La disminución promedio de la salinidad fue del 74% con extremos del 20 % – 86 %, aun en los sectores con mayor valor de salinidad (El *Hangar* y *Colaneri*) disminuyó la CE. Los valores de CE obtenidos en los sectores agrícolas no afectan a los cultivos que se siembran habitualmente en esta zona (trigo, maíz, soja, algodón, girasol). No se observó manchoneo en el cultivo que indique algún problema puntual por altos contenidos de sales solubles.

El COS fue mayor en el suelo natural y disminuye en los lotes agrícolas a excepción del sitio "EL Olvido" (S3) donde el suelo agrícola tuvo un COS mayor que el suelo de monte. Esta perdida de COS se relaciona con la historia del lote (desmonte, labranzas, cultivos).

El fraccionamiento del COS en COA y COP mostró que el COA, el cual constituye el carbono mas estable, fue del orden del 68 % en el monte (intervalo 66%-70%) y no fue estadísticamente diferente de lo que se observa en la situación agrícola (media 70 %, extremos 64% – 76 %). En forma complementaria se puede decir que el COP es del orden del 30 %.

Tabla 1: Valores promedios de pH, contenido de sales solubles (CE), carbono orgánico del suelo (COS), carbono orgánico asociado (COA) y carbono orgánico particulado (COP) por sitio para la profundidad de 0-15 cm

Sitio	pH 1:2,5		CE dS m^{-1}		COS %		COA %		COP %	
	Monte	Agrícola	Monte	Agrícola	Monte	Agrícola	Monte	Agrícola	Monte	Agrícola
S0	5,3 a	6,4 b	2,0 a	0,7 b	3,39 a	2,51 b	2,30 a	1,76 b	1,09 a	0,75 b
S1	6,4 a	6,9 b	0,9 a	0,4 b	2,86 a	1,97 b	1,97 a	1,26 b	0,88 a	0,71 b
S2	5,6 a	6,6 b	1,3 a	0,3 b	3,75 a	2,43 b	2,58 a	1,63 b	1,16 a	0,80 b
S3	6,3 a	7,3 b	0,5 a	0,6 a	2,07 a	2,22 b	1,45 a	1,64 a	0,62 a	0,58 b
S4	5,2 a	6,8 b	7,0 a	1,0 b	3,33 a	1,72 b	2,20 a	1,31 b	1,12 a	0,40 b
Media	5,8	6,8	2,3	0,6	3,08	2,17	2,10	1,52	0,97	0,65

A pesar de la variabilidad que mostro el COS se observa, a pesar de las posibles historias diferentes, una relativa constancia en COA. Esto estaría indicando que a pesar de las distintas practicas de manejo de cada campo, la disminución del COS se debería a una reducción del COP pues no se observan variaciones en el COA de los lotes agrícolas. Los valores de COA, la fracción de carbono mas estable y útil del suelo a los fines de generar y mantener la agregación, fue mayor que el COP con una relación COA/COP entre 2,0 – 2,4.

A continuación se muestra una tabla con datos de las propiedades del suelo del monte natural para el sitio "*El Hangar*" (S_0). En la cortina se hizo una transecta de este a oeste de unos 300 metros de longitud y se tomaron cuatro puntos de muestreo con la finalidad de mostrar la variabilidad de las distintas propiedades.

Tabla 2: Propiedades del suelo bajo monte natural para el sitio "*El Hangar*" (S_0) para la profundidad 0 – 15 cm

Propiedad	Unidad	Punto de muestreo				Promedio
		1	2	3	4	
Humedad	% p/p	11	9	12	9	10
Dap	g cm-3	0,83	1,01	0,83	0,97	0,91
COS	% p/p	2,80	3,78	3,75	3,25	3,39
pH*a*	1:2,5 agua	5,4	5,2	5,1	5,6	5,3
pH	1:2,5 $CaCl_2$	5,1	4,7	4,7	4,8	4,8
CE*es*	1:2,5 agua	1,27	0,12	0,11	0,08	0,4

Propiedades físicas

En las tablas 3 y 4 se muestran los valores promedios de todas las variables físicas analizadas discriminadas por sitio, condición y profundidad.

Los valores de Dap del monte natural fueron en general menores a 1 mientras que fueron superiores a 1 en los sectores agrícolas. En ambas situaciones Dap fue mayor en la profundidad de 15 – 30 cm.

Los suelos con manejo agrícola mostraron valores de Dap más altos en comparación con los valores del suelo con monte.

En las dos profundidades la mayor densificación media fue del orden del 25 % lo cual estaría provocando una disminución de la porosidad total y en particular de la macro porosidad que afectara el movimiento del agua en estos primeros 30 cm del perfil del suelo.

Tabla 3: Valores promedios de humedad actual densidad aparente (Dap, g cm^{-3})

Sitio	Prof. cm	Dap g cm^{-3}	
		Monte	Agrícola
S0	0-15	0,91 a	1,18 b
	15-30	1,00 a	1,25 b
S1	0-15	0,96 a	1,19 b
	15-30	1,18 a	1,22 a
S2	0-15	0,83 a	0,96 b
	15-30	1,02 a	1,29 b
S3	0-15	1,03 a	1,18 b
	15-30	1,05 a	1,43 b
S4	0-15	0,81 a	1,15 b
	15-30	0,92 a	1,22 b

La resistencia a la penetración también fue mayor en el sector agrícola en comparación con el sector de monte si bien debe reconocerse que se trata de una propiedad muy variable en el espacio y en el tiempo.

Si se analiza el contenido de humedad a la cual se estudió esta variable se observa que fue siempre mayor en la situación agrícola. La mayor compactación fue dispar y se presentó entre las profundidades de 5 - 15 cm debido probablemente a la historia del manejo del lote.

Los máximos valores de Rp se presentan en los primeros 15 cm del suelo con valores menores a 2 Mpa salvo en el campo "*Averías*" S1 donde se observó un valor de 3 MPa a los 5 cm de profundidad.

En general los valores de Rp para los lotes agrícolas se determinaron con contenidos de humedad actual mayores que en la situación del monte por lo cual se puede definir que hay un endurecimiento absoluto del suelo lo cual también se asocia con el aumento de la densidad aparente y estaría originado en el cambio de la estructura original del suelo por acción antrópica al transformar el ecosistema natural en un agro ecosistema.

Tabla 4: Valores promedios de humedad actual y resistencia a la penetración por sitio y profundidad

Sitio	Situación	Prof. cm	Hum. actual %	Resistencia a la Penetración Mpa				
				5 cm	10 cm	15 cm	20 cm	25 cm
S0	Monte	0-15	10	0,71	0,97	0,54	0,52	0,67
		15-30	11					
	Agrícola	0-15	18	1,40	1,48	1,33	1,08	1,13
		15-30	21					
S1	Monte	0-15	11	1,37	0,94	0,60	0,52	0,37
		15-30	11					
	Agrícola	0-15	20	3,00	1,67	0,89	0,83	0,99
		15-30	22					
S2	Monte	0-15	20	0,89	1,67	0,99	0,54	0,72
		15-30	22					
	Agrícola	0-15	19	1,15	1,50	1,87	1,50	1,15
		15-30	23					
S3	Monte	0-15	15	0,36	0,99	0,32	0,46	0,83
		15-30	23					
	Agrícola	0-15	21	1,15	1,50	1,87	1,50	1,15
		15-30	21					
S4	Monte	0-15	30	0,20	0,29	0,25	0,54	0,76
		15-30	26					
	Agrícola	0-15	29	0,34	1,25	0,72	0,48	0,48
		15-30	28					

CONCLUSIONES

Del análisis de los resultados surge que todas las propiedades analizadas fueron afectadas por el manejo del suelo. El pH aumento, CE disminuyo, COS disminuyo, COP disminuyo, COA se mantuvo, Dap aumento y Resistencia a la penetración aumento. La degradación física del suelo se manifiesta a través del aumento de la Dap y de la resistencia a la penetración mientras que la degradación química se pone de manifiesto con la disminución del COS y del COP. Se puede concluir que el cambio del uso de la tierra afecto a las propiedades del suelo si bien esto se manifiesta con variada intensidad y dirección. Estos resultados preliminares sirven para alertar a los productores de la zona de influencia de la AER Bandera sobre como están manejando sus suelos y muestran en que medida se esta degradando este recurso natural no renovable por el uso agrícola. La degradación física es bien evidente y la misma se pone de manifiesto claramente en los periodos de excesivas precipitaciones ya que pueden producir problemas en el escurrimiento superficial, anegamiento e inundación por periodos de tiempo prolongados. Si bien hay diversas variables que las originan como son las labranzas, las labores culturales, pero en particular las labores de cosecha que se ejecutan en condiciones de alta saturación de agua que producen una gran compactación en el suelo. De este estudio surge también que deben estudiarse otras propiedades, particularmente las químicas, como los contenidos de nutrientes esenciales, nitrógeno, fosforo, azufre y otros, ya que se hace una agricultura extractiva aprovechando la fertilidad natural de estos suelos relativamente nuevos, donde hay exportación de nutrientes en los órganos cosechados y hay nula reposición de los mismos salvo del nitrógeno que se aplica como fertilizante.

AGRADECIMIENTOS

Al CICyT (UNSE) por financiar el proyecto de investigación "*Rotaciones y siembra directa en la zona del sudeste santiagueño*…." (Proyecto: 23/A 196).

BIBLIOGRAFIA

- Angueira, C; A Vizgarra & L Mas. 2012. Suelo del ensayo de rotaciones de la AER Bandera. Informe interno. 5 paginas.
- Buschiazzo, DE & JL Panigatti. 1996. Labranzas en la región semiárida argentina: consideraciones finales. 113 - 124. En: DE Buschiazzo, JL Panigatti & FJ Babinec (Eds.). Labranzas en la región semiárida argentina. Centro Regional La Pampa – San Luis. EEA Ing. Agr. Guillermo Covas INTA Anguil. Impreso de Editorial Extra. Santa Rosa. ISBN 950-43-7384-4. 126 páginas
- Cambardella, CA & ET Elliott. 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequense. Soil Science Society of America Journal 56: 777-783.
- Galizzi, FA; CC González; MC Sánchez; AE Azar & MH Mondino. 2012. Carbono orgánico en un suelo manejado con rotaciones y siembra directa. XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Organizado por AACS. 16 – 20 de abril de 2012. Resúmenes expandidos publicados en CD por V Gianelli, K Hernández Guijarro, N Reussi Calvo y G Sttudert (Compiladores). ISBN 978-987-1829-11-8. Comisión IV Manejo y Conservación de suelos y Aguas. Riego y Drenaje. Trabajo C4-T-0822. 6 páginas.
- González, CC; FA Galizzi; MC Sánchez; AE Azar; O Puig & G. Coronel. 2014. Efecto de secuencias de cultivos en siembra directa sobre propiedades de un molisol. XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Bahía Blanca. Organizado por AACS. Actas publicadas en CD. Comisión IV Manejo y Conservación de suelos y Aguas. Riego y Drenaje 6 páginas.
- INTA.1978. Carta de Suelos de los departamentos Belgrano y General Taboada. Convenio INTA – Gobierno de la Provincia de Santiago del Estero para el desarrollo agropecuario de la región Centro – Este. 85 páginas
- Lorenz, G. 2004. Guía de evaluación ecológica de suelos. Cátedra de Edafología Forestal. Serie Didáctica Nº 8 de la Facultad de Ciencias Forestales. UNSE. 38 páginas.
- Oneto, CA. & A Ferreiro. 2011. Resultados comparativos de uso a campo para penetrómetros estáticos manuales y dinámicos, diseñados. VII Jornadas de Ciencia y Tecnología de Facultades de Ingeniería del NOA. San Fernando de Catamarca. Catamarca. UNCa. Libro de resúmenes 8 páginas.
- Puig, O; G Coronel; G Angella; MC Sánchez; D Prieto; S Prieto; J Salvatierra; LR Acuña; AE Azar & M Valoy. 2008. Sistemas Agrícolas Sostenibles. Ensayo de rotaciones en siembra directa. Bandera, Departamento Belgrano, Santiago del Estero. Informe de la campaña agrícola 2007/2008. Análisis del ciclo de rotaciones 2002/2003 a 2007/2008. Publicación del INTA. Centro Regional Tucumán – Santiago del Estero. EEA Santiago del Estero.17 paginas.
- Ramsperguer, B. 1992. Veränderung des Bodenzustandes durch Nutzungswechsel am Beispel von Regosols aus Löß im Chaco seco, Argentinien. Univ. Hohenheim. Stuttgart. Alemania. Tesis de grado. 114 páginas.
- Roldán, S; G Lorenz & L Bonelli. 2000. Aspectos de calidad de la materia orgánica del suelo en función del uso de la tierra en el centro este santiagueño. XVIIº Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata. 11 al 14 de Abril del 2000. Resúmenes. Comisión I – Panel Nº 54.
- Zerda, HR & ML Moreira. 2006. Monitoreo del avance de la frontera agropecuaria en el Chaco Argentino. En Anais do VII Seminario de Atualização em Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Aplicados à Engenharia Florestal. Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná, Curitiba, PR, Brasil. Oct. 2006. CD ISBN 978-85-60020-01-0.
- Zerda, HR 2015. Evaluación de emergencias ambientales mediante el uso de la percepción remota y los SIG: las inundaciones del año 2015 en el sudeste de la provincia de Santiago del Estero. SIG Day 2015. http://fcf.unse.edu.ar/index.php/portfolio/dia-sig-2015.

C1P26. MODELO FRACTAL: APLICADO A LA DISTRIBUCIÓN DE TAMAÑO DE PARTÍCULAS EN SUELOS FRANCOS Y FRANCO ARENOSOS

Gelati Pablo R; Sarli Guillermo O; Lozano Luis A. y Filgueira Roberto R.

Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. UNLP. Av 60 y 119 s/n. 1900 La Plata. Provincia de Buenos Aires. Argentina. prgelati@gmail.com

RESUMEN

La geometría fractal ha permitido describir teóricamente estructuras que se observan en la naturaleza, la distribución espacial de raíces, longitudes de costas y la distribución de tamaño de partículas (DTP) en el suelo. Un objeto fractal está compuesto de una cantidad de estructuras similares superpuestas, visibles a cualquier nivel de detalle, esta propiedad es la autosimilitud. El material en un objeto fractal se distribuye en forma heterogénea, pero no al azar y se ve idéntico, independientemente de la escala observada, en este sentido han planteado dudas sobre la validez de este marco teórico. Se ha utilizado la geometría fractal para interpretar la dinámica de los procesos formadores del suelo mediante el estudio, de la DTP. Se vio que la DTP de suelos finos puede asimilarse con modelos fractales mientras que la de suelos gruesos no. Las texturas intermedias quedarían en una transición. Se planteó, investigar mediante el modelo fractal la DTP en suelos francos y franco arenosos de la pradera pampeana. Se evaluaron muestras superficiales de suelos luego aplicarles el pretratamiento intensivo de pipeta de Robinson. En promedio, para suelos francos, el modelo describió el 56,8% de la masa mientras que, en FA, alcanzó al 38,4%, en ambos grupos con ($p<0,01$). Las D entre grupos no arrojaron diferencias ($p<0,87$) mientras que las C logró separarlos ($p=0,001$). La referencia única de D, como parámetro de los suelos es una información incompleta que necesita del parámetro C para interpretar el escalamiento de las partículas. El contenido de arenas resulta ser la limitación para ajustar el modelo y en estos suelos pampeanos, el origen las características de los materiales originales, así como la dinámica de transporte serían las variables principales.

Palabras claves: Textura, Fragmentación, Material original.

INTRODUCCIÓN

La geometría fractal (Mandelbrot, 1982) ha permitido describir teóricamente estructuras que se observan en la naturaleza. Es así que las características geométricas de la distribución espacial de las raíces, las longitudes de las costas y fronteras, el fraccionamiento de una roca, la distribución de tamaño de partículas en el suelo, entre otros, pueden ser idealizados satisfactoriamente mediante esta teoría (Korvin, 1992; Tyler & Wheatcraft, 1992; Filgueira *et al*., 2003; 2005; Vdovic *et al*., 2010; Caruso *et al*., 2011). Un objeto fractal está compuesto de una cantidad de estructuras similares superpuestas, visibles a cualquier nivel de detalle. Esta propiedad se conoce como autosimilitud. El material en un objeto fractal se distribuye en forma heterogénea, pero no al azar, de forma que un patrón de generación se ve idéntico, al menos en el sentido estadístico, independientemente de la amplificación con que se esté observando. En un fractal matemático los detalles se ven idénticos en cualquier nivel de amplificación mientras que en un fractal natural es esperable que el nivel de repetición de la propiedad particular sea limitado a varios órdenes de magnitud. En este sentido, en una publicación polémica Avnir *et al*. (1998) han planteado dudas sobre la validez de este marco teórico, sobre todo en el tema del rango de aplicación de la propiedad de autosimilitud, que en vez de ser infinito como en el fractal matemático, sólo abarcaría uno o dos órdenes de magnitud en los fractales naturales.

En la ciencia del suelo se ha utilizado la geometría fractal para arrojar nueva luz sobre la compleja dinámica de los procesos formadores del suelo mediante el estudio de la distribución de tamaño de partículas (DTP) (Tyler & Wheatcraft, 1992; Hyslip & Vallejo, 1997; Bittelli *et al*., 1999; Taguas *et al*., 1999; Perfect *et al*., 2002; Millán *et al*., 2003; Stanchi *et al*., 2006, 2008).

La DTP, es una de las características más estables en un suelo. El interés en su determinación, radica en que está relacionada con otras propiedades físicas y químicas, como ser: porosidad, interacción con los fluidos y solutos, capacidad de intercambio catiónico, susceptibilidad a la erosión y desertificación, entre otras (Campbell & Shiozawa, 1992; Vdovic *et al*., 2010).

Si bien diversos autores han encontrado que la DTP de algunos suelos siguen distribuciones fractales (Tyler & Wheatcraft, 1992; Taguas *et al*., 1999; Filgueira *et al*., 2006; Filgueira *et al*., 2009; Gelati *et al*., 2016). Tyler & Wheatcraft (1992) concluyeron que sólo algunos suelos dentro del triángulo textural podrían tener este tipo de DTP. En este sentido, Filgueira *et al*., (2004), encontraron que la DTP en suelos del centro oeste de la provincia de Buenos Aires, no respondían a este tipo de distribución. Bártoli *et al*., (1991), confirmaron que los suelos de textura fina son bien caracterizados por una distribución fractal de las partículas, mientras que los cuarzo arenosos, no. Suelos de la pampa ondulada, Argiudoles típicos, franco limosos, con tenores de arena menores al 15%, el modelo fractal describe adecuadamente la DTP (Gelati *et al*., 2016). Behzad *et al*., (2015), plantearon enfáticamente la necesidad de limitar el rango al tamaño de partículas para el cual el modelo fractal fue ajustado. Si bien diversos autores han encontrado que la DTP de algunos suelos puede ser caracterizada por una sola D (Turcotte, 1986; Tyler & Wheatcraft, 1992; Filgueira *et al*., 2006), en otros estudios se han identificado más de una escala de dominio con distintas D fractales en el mismo suelo (Vdovic *et al*., 2010).

La zonificación entre pampa ondulada y pampa arenosa, sería consecuencia de un proceso de selección granulométrica como resultado del transporte eólico desde las fuentes de aporte, con una sedimentación proximal de arena y una distal de limo. Es así que el material parental de los suelos grada desde limos loéssicos en el este, hasta arenas limosas en el oeste (Gonzalez Bonorino, 1966).

Proponemos en este trabajo, investigar mediante el modelo fractal la distribución de tamaños de partículas en suelos de textura franca y franca arenosa en suelos de la pradera pampeana.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se analizaron muestras superficiales (0-15 cm) de suelos agrícolas ubicadas en los partidos de Lincoln y Trenque Lauquen, las mismas, fueron secadas en estufa a 40°C con circulación de aire, desagregadas y tamizadas por 2 mm. Se realizaron sedimentaciones aplicando el pretratamiento exhaustivo de pipeta, buscando la máxima dispersión de las partículas, se eliminó materia orgánica con H_2O_2 y calor, se empleó NaOH 1 N y un agitador rotativo por 16 h (Gee & Bauder, 1986). Las probetas se completaron hasta 1000 mL con agua destilada. Las arenas se cuantificaron por tamizado. Todas las determinaciones se realizaron por duplicado. A partir de los resultados de las sedimentaciones Se realizaron las curvas de masa acumulada vs diámetro, los parámetros del modelo fractal, C y D, se obtuvieron luego de transformar los datos mediante log-log, empleando la ecuación 3.

$$\left(\frac{m_p}{m_t}\right) = \left(\frac{\emptyset_p}{\emptyset_t}\right)^{3-D} \quad (1)$$

$$m_p(\%) = C.\emptyset^{3-D} \quad (2)$$

$$\log\ m_p(\%) = \log C + (3-D).\log \emptyset \quad (3)$$

La ecuación 1, corresponde al modelo fractal teórico, la ecuación 2 surge de operar la con la ecuación (1) y la ecuación (3), es la expresión de cálculo para los parámetros fractales, luego de transformar con logaritmos la ecuación 2.

Donde $m_p(\%)$ es la masa acumulada en porcentaje. C: constante del modelo fractal. D: dimensión fractal de fragmentación. ϕ: diámetro máximo de la partícula en suspensión en (μm) .

Se empleó Infostat (2016) para los análisis estadísticos de regresión lineal, ANOVA y test de Tukey.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El grupo de los suelos francos (F), contó con cinco suelos y el de los suelos franco arenosos (FA), seis. El modelo fractal ajustó para los suelos en el rango de 2 – 50 μm, en los suelos F describió en promedio el 56,8% de la masa, mientras que los FA el 38,4 %. Los R^2 fueron elevados y los parámetros C y D significativos con $p<0,001$. En la Tabla 1 se presentan los valores del modelo fractal para cada suelo y su significancia.

En la Fig. 1a y 1b se graficó un suelo típico de cada grupo, pueden observarse los datos experimentales de la DTP y los valores calculados por el modelo fractal. Dentro del rango ajustado, la DTP puede asociarse al modelo teórico y ser representado por la ecuación. En ambos grupos el modelo subvalora sistemáticamente las arenas, siendo más evidente en los suelos FA.

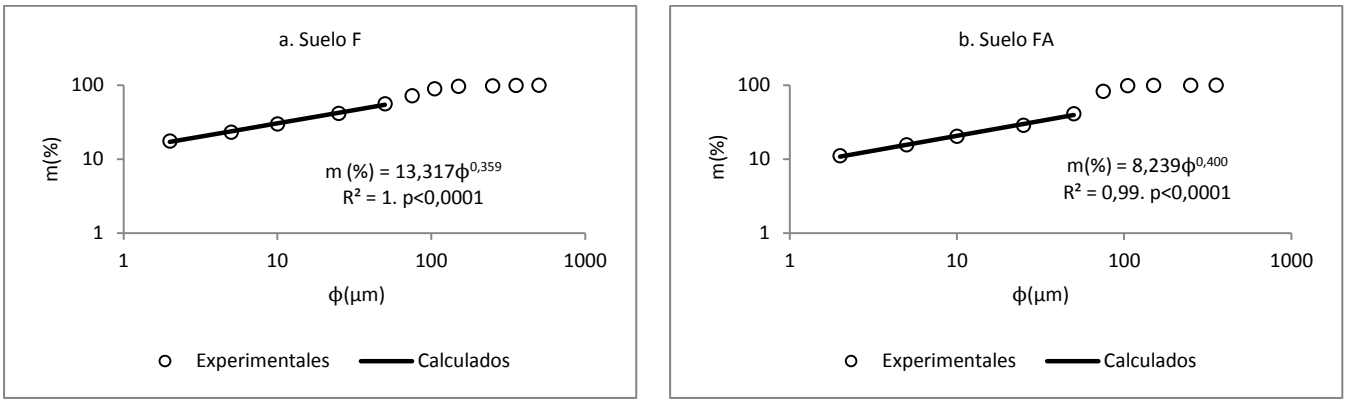


Figura 1. Ejemplo de curvas experimentales y calculadas con el modelo fractal, de masa acumulada en función del diámetro. a, suelo franco, b suelo franco arenoso. Los ejes se presentan en escala logarítmica.

Tabla 1: Suelos agrupados según la clase textural USDA

Grupo	arc %	m_p (%)	R^2 Aj	C	D=3-b	p-valor C	p-valor D
F	14,8	53,6	0,97	10,349	2,601	0,0001	0,0015
F	16,6	54,6	0,99	12,274	2,631	<0,0001	0,0003
F	17,6	56,0	1,00	13,317	2,641	<0,0001	0,0001
F	18,0	57,8	0,99	13,571	2,642	<0,0001	0,0002
F	19,1	62,1	0,99	14,299	2,638	<0,0001	0,0003
FA	11,7	34,9	0,99	8,863	2,661	<0,0001	0,0004
FA	11,6	34,2	0,99	8,859	2,667	<0,0001	0,0004
FA	8,4	37,4	0,98	5,707	2,542	0,0003	0,0009
FA	14,6	42,7	0,93	10,375	2,666	0,0003	0,005
FA	11,9	40,2	0,99	8,716	2,625	<0,0001	0,0005
FA	11,1	41,1	0,99	8,239	2,600	<0,0001	0,0001

F: franco, FA: franco arenoso; arc %: porcentaje de arcilla; m_p: masa del suelo descripta por el modelo; R^2 Aj: coeficiente R^2 ajustado de la regresión; C: parámetro C del modelo fractal; D=3-b: dimensión fractal de fragmentación; p valor C: p valor del parámetro C y p valor del parámetro D. Todos los valores corresponden al ajuste del modelo fractal en el intervalo 2-50 µm.

Se compararon entre grupos F y FA, los parámetros del modelo, las D no arrojaron diferencias, p=0,87, en cambio las C si se diferenciaron p=0,001. En la Fig 2 a y b se representaron los resultados de los anova respectivamente.

En la bibliografía es habitual referirse al parámetro D cuando se describe el modelo fractal. La D aumenta en suelos finos y disminuye en los gruesos. Teóricamente, los valores de dimensión fractal relativamente bajos indican que el suelo es dominado por partículas grandes, mientras que valores altos indican dominancia de partículas pequeñas (Valdez-Cepeda & Olivares –Saenz, 1998). Bartoli *et al*, (1991) confirmaron que suelos de textura fina son bien caracterizados por una distribución fractal de las partículas mientras que los cuarzo arenosos no.

En este trabajo, se analizaron suelos de texturas intermedias y fue C el parámetro sensible que permitió diferenciar a los grupos.

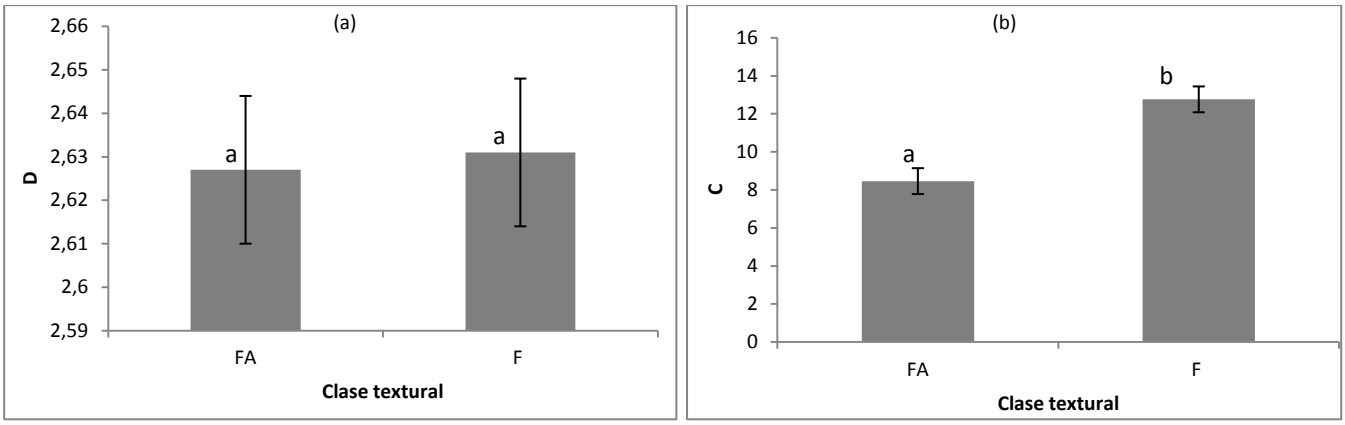


Figura 2.(a). Dimensión fractal de fragmentación D, valores medios y errores. (b) Parámetro C del modelo fractal, valores medios y errores, letras diferentes indican diferencias significativas p=0,05

Se ajustó una regresión lineal entre C y el porcentaje de arcilla para ambos grupos en conjunto, la misma obtuvo un p<0,001 para la pendiente, la ordenada al origen no fue significativa p=0,26 y el R^2=0,99. La relación se representó en la Fig. 3.

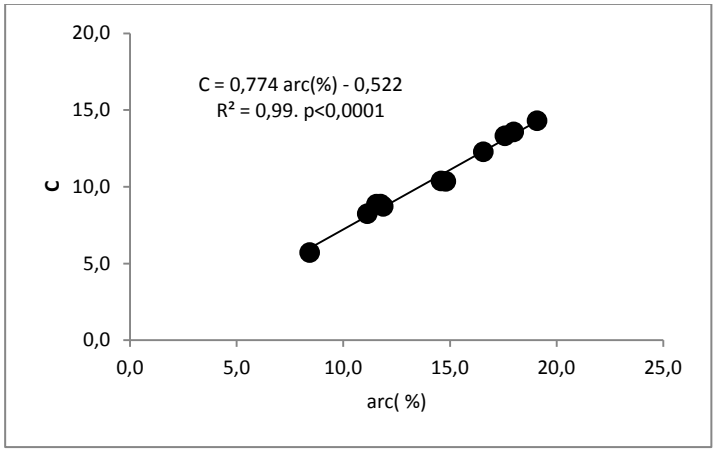


Figura 3. Valores de C obtenidos del modelo fractal para cada suelo en función del porcentaje de arcilla y ecuación de regresión ajustada

Resultó beneficioso acotar los tamaños de partículas para los que se ajustó el modelo, como sugiere Bezahd *et al*., 2015, fuera de los límites en los que se acotó el modelo, la extrapolación conduce a resultados equivocados sobre la DTP.

En estos suelos F - FA, el modelo describió a las partículas más finas, la presencia de arenas en tenores elevados, limitó el alcance.

CONCLUSIONES

Los suelos francos y franco arenosos ajustaron al modelo fractal en el dominio 2-50 µm. Las arenas no fueron descriptas adecuadamente. Si bien el modelo fractal no podría aplicarse a toda la masa del suelo, la posibilidad de acotarlo permitió modelar la DTP entre 2 y 50 µm, brindando más información que los datos de textura. El contenido de arenas fue limitante para definir el alcance en la masa descripta por el modelo teórico.

En estos suelos pampeanos, el origen y las características de los materiales originales, así como la dinámica de transporte definirían si los mismos ajustan o no al modelo fractal.

La referencia única de la D, como parámetro de los suelos es una información incompleta que necesita del parámetro C para interpretar el escalamiento de las partículas.

AGRADECIMIENTOS

Cátedra de Física Aplicada y Edafología, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata.

BIBLIOGRAFÍA

- Avnir D; O Biham; D Lidar & O Malcai.1998. Is the Geometry of Nature Fractal? Science, vol. 279 no. 5347 pp. 39-40.
- Bartoli F; R Philippy; M Doirisse; S Niquet & M Dubuit. 1991. Structure and self-similarity in silty and sandy soils: The fractal approach. J. Soil Sci. 42:167-185.
- Behzad G & D Hugh; 2015. Fractal dimension of sil fragmanet mass-size distribution: A critical analysis.Geoderma 245-246, 98-103
- Bittelli M; GS Campbell & M Flury. 1999. Characterization of particle-size distribution in soil with a fragmentation model. Soil Sci. Soc. Am. J. 63, 782–788.
- Campbell G & S Shiozawa. 1992. Indirect methods for estimating the hidraulic propierties of unsaturated soils. University of California, Riverside., Ch. Prediction of hydraulic propierties of soils using particle-size distribution and bulk density data, pp. 317-328.
- Caruso T; EK Barto; MRK Siddiky; J Smigelski & MC Rillig. 2011. Are power laws that estimate fractal dimension a good descriptor of soil structure and its link to soil biological properties? Soil Biology & Biochemistry 43, 359-366.
- Filgueira RR; Ya Pachepsky & LL Fournier. 2003. Time-mass scaling in soil texture analysis. Soil Sci. Soc. Am. J. 67: 1703-1706. ISSN 0361-5995.
- Filgueira RR; PR Gelati; LL Fournier & GO Sarli. 2004. ¿Es la distribución de tamaño de partículas de un suelo siempre fractal?. Actas XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Paraná Entre Ríos, Argentina.
- Filgueira RR, LL Fournier, GO Sarli & CG Soracco. 2005. Distribución de partículas y agregados de suelos: el modelo fractal. En: Reología del suelo agrícola bajo tráfico. Ed. D. Jorajuría Editorial de la Universidad de La Plata. EDULP. Pp. 21-38. ISBN 950-34-0334-0.
- Filgueira RR; LL Fournier; CI Cerisola; PR Gelati & MG García. 2006. Particle-size distribution in soils; a critical study of the fractal model validation. Geoderma, Volume 134, Issues 3-4, 327-334.
- Filgueira RR; PR Gelati; LL Fournier; GO Sarli & CG Soracco. 2009. Distribución de tamaño de partículas del suelo; su estudio con un modelo fractal. XVIII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Costa Rica.
- Gee GW & Bauder. 1986. Particle size analysis. methods of soil analysis, part 1. Physical and minerological methods. Agronomy Monograph Nº 9. Second Edition. Pp. 383-411.
- Gelati PR; GO Sarli & RR Filgueira. 2016. Estudio fractal de la distribución de partículas y pseudoparticulas en suelos de la pradera pampeana. Actas del XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Rio Cuarto.
- Gonzalez Bonorino F. 1966. Soil clay mineralogy of the Pampa plains, Argentinna. Journal of Sedimentary Petrology 36:1026-1035.
- Hyslip J & L Vallejo. 1997. Fractal analysis of the roughness and size distribution of granular materials. Engineering Geology 48, 231-244.
- InfoStat 2016. FCA-Universidad Nacional de Córdoba. Argentina.
- Korvin G. 1992. Fractal Methods in the Earth Sciences. Elsevier, Amsterdam. 191 p.
- Mandelbrot B. 1982. The fractal geometry of nature. W.h. Freeman and Company. New York.
- Millán H; M Gonzalez-Posada; M Aguilar; J Domínguez & L Céspedes. 2003. On the fractal scaling of soil data. Particle size distributions. Geoderma 117, 117-128.
- Perfect E; M Díaz Zorita & J Grove. 2002. A prefractal model for predicting soil fragment size distributions. Soil and Tillage Research 36,1-20.
- Stanchi S, E Bonifacio; E Zanini & Pa Pachepsky. 2006. Presence and prediction of fractal behaviour in particle-size distributions as affected by the sample pretreatment and soil properties. Soil Sci. 171 (4), 283-292.
- Stanchi S; E Bonifacio & E Zanini. 2008. Mass-size fractal dimension of primary and aggregate particles and soil profile development. Soil Sci. 173 (2), 87-95.
- Taguas F; M Martín & E Perfect. 1999. Simulation and testing of self-similar estructures for soil particle size distributions using iterated function systems. Geoderma 88, 191 -203.

- Turcotte D L. 1986. Fractals and fragmentation. JGR. Vol. 91. No. B2. Pp. 1921-1926.
- Tyler SW & SW Wheatcraft. 1992. Fractal scaling of soil particle-size distributions: analysis and limitations. Soil Sci. Soc. Am. J. 56, 362–369.
- Valdez-Cepeda R D & E Olivares-Sáenz. 1998. Geometría fractal en la ciencia del suelo. Terra, 16(3) 277-288.
- Vdovic N; J Obhodas & K Pikelj. 2010.Resvisiting the particle-size distribution of soils: comparison of different methods and simple pre-treatments. European Journal of Soil Science, 61, 854-864.

C1P27. EFECTO DE SECUENCIAS DE CULTIVOS SOBRE ALGUNOS PARAMETROS QUÍMICOS DEL SUELO, BAJO SIEMBRA DIRECTA E IRRIGADOS

Gomez, Nestor; Azar, Emilio A.; Savino, Patricio y Sánchez María C.

INTA EEA Santiago del Estero, Campo Experimental Francisco Cantos, RN 9 Km 1108, La Abrita, Santiago del Estero

gomez.nestor@inta.gob.ar

RESUMEN

Con la intención de investigar procesos de restauración de fertilidad edáfica en un suelo Haplustol torriorténtico del área de riego, se implementó en la EEA INTA Santiago del Estero un ensayo en un lote con más de 20 años de agricultura bajo labranza convencional. Se incorporaron diferentes secuencias de cultivos que incluyen al algodón (*Gossypium hirsutum L.*), maíz (*Zea Mays*), trigo (*Triticum aestivum*) y soja (*Glycine Max*), bajo siembra directa (SD) y riego por inundación. El objetivo fue analizar el efecto de distintas secuencias sobre el stock final del carbono orgánico total (COT), nitrógeno orgánico total (NOT) y fosforo extractable (P) considerando un período de 3 campañas agrícolas (2014/15 a 2026/17). Para evaluar el stock de los elementos en t. ha^{-1} y rendimientos se consideraron las secuencias que contenía el cultivo de algodón (monocultivo y en rotación con maíz, soja y trigo). Las profundidades analizadas fueron 0-20 cm y 20-40 cm. Considerando las 3 campañas, el stock de COT se incrementó, mientras el NOT y P disminuyeron en forma significativa. Se observó un aumento en los niveles de COT independientemente de las secuencias en los primeros 20 cm de profundidad. En la tercera campaña, el stock NOT presenta una reducción del 32 % respecto de la primera campaña. Los mayores contenidos de P se registraron en el estrato 0-20 en campaña 2014/2015 (90 kg ha-1), siendo un 22 % menor en la profundidad 20-40 cm. En el 2017 el stock de P se redujo en 55% y un 86% para cada profundidad respectivamente. Las secuencias de cultivos estudiadas incrementan el stock de C y disminuyen el N total y de P extraíble, lo cual requiere integrar un análisis de disponibilidad de nutrientes y su relación con los rendimientos para ajustar prácticas de fertilización y mantener la productividad de los sistemas

Palabras claves: carbono, rotación, algodón

INTRODUCCIÓN

Los sistemas productivos del área de riego del Río Dulce de Santiago del Estero se basan en cultivos como algodón, alfalfa, maíz, soja y hortalizas (Angella *et al*., 2016). Estos suelos al ser de origen aluvial y también loéssicos presentan alto porcentaje de limo. También se caracterizan por el uso de una labranza convencional y riego por manto, sumado a los muchos años de agricultura y con un nivel bajo de tecnología adoptada, como la falta de fertilización al suelo. La combinación de estos factores conllevan a una fragilidad en los suelo, generando un deterioro tanto en las propiedades físicas como químicas y biológicas, afectando la capacidad productiva de los suelos y los rendimientos de los cultivos (Galizzi *et al*., 2015).

Por lo mencionado y con la intención de contrarrestar el proceso de degradación de los suelos, se pensó en un sistema de labranza como la siembra directa (SD), ampliamente difundido en cultivos extensivos del país, pero con ciertas modificaciones acotadas para la zona de riego. Estas parten de una nivelación a cero o con una leve pendiente no mayor al 10%, cultivos en franjas o terrazas para pendientes de más del 10% (Angella *et al*., 2016). A esté sistema de labranza (SD) también se incorpora rotación de cultivos, incorporando los cultivos de la zona de riego.

Está comprobado que la incorporación de estos sistemas (Salvagiotti *et al*., 2017) producen aumentos del COT del suelo, en los primeros estratos.

Boquet *et al*., (1997) al combinar la siembra directa del cultivo de algodón con la incorporación de cultivos de invierno, encontraron aumentos en el contenido de materia orgánica del suelo.

Los residuos de los distintos cultivos presentan diferencias en la relación carbono/nitrógeno, que también pueden afectar la agregación del suelo. Una baja relación en estos elementos favorece la descomposición de los rastrojos, por el contrario una elevada relación produce una baja mineralización.

El clima predomínate es semiárido y con las altas temperatura estivales, produciendo una alta tasa de descomposición de los residuos y favoreciendo que los factores conduzcan a un rápido deterioro físico y químico de los suelos (Lorenz *et al.*, 1994; Galizzi *et al.*, 2014).

Con la intención de investigar esta problemática, se implementó en la EEA INTA Santiago del Estero (Campo anexo Ing. Agr. Francisco Cantos) un ensayo sobre un lote con más de 20 años de uso agrícola bajo labranza convencional. En el mismo se incorporaron diferentes secuencias de cultivos, que incluyen las siguientes especies: algodón (*Gossypium hirsutum*), maíz (*Zea mays*), trigo (*Triticum aestivum*) y soja (*Glyicine max*), bajo siembra directa (SD) y riego por inundación.

Objetivo:

Analizar el efecto de distintas secuencia de rotaciones bajo siembra directa y riego, sobre el stock final del carbono orgánico total (COT), nitrógeno orgánico total (NOT) y fosforo extractable (P) en dos niveles de profundidad (0-20 y 20-40 cm)

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se realizó sobre un ensayo establecido en el campo Experimental Ing. Agr. Francisco Cantos (EEA INTA Santiago del Estero) (Latitud sur 28º 01' y Longitud oeste 64º 17'). De acuerdo con Angueira *et al.*, (2007), el suelo presente es un Haplustol torriorténtico, familia franca gruesa mixta hipertérmica (Serie La María). El perfil presenta la siguiente secuencia de horizontes: A1p (0-20 cm) - AC (20 – 52 cm) - C1k (52 – 87 cm) – C2k (+ 87 cm). El material originario es loess, presentando el horizonte superficial una textura franco limosa (9 % arcilla y 57% de limo) (Galizzi *et al.*, 2015). Según la clasificación de Thornthwaite y Mather, el clima corresponde al tipo DB'4da' (semiárido, con nulo o pequeño exceso de agua, mesotermal). La precipitación media anual es de 550 mm, las temperaturas medias del mes más cálido (enero) y más frío (julio) son de 27,7 ºC y 13,3 ºC, respectivamente, mientras que las temperaturas máxima y mínima son de 46 ºC y – 10 ºC, respectivamente (Boletta *et al.*, 1989). El ensayo sobre el que se trabajó se inició en el año 2013. Previo a una sistematización del lote que incluyo una nivelación por terrazas. El riego es por inundación desde un canal sobre el margen de un lado del lote y regando. Desde su habilitación (año 1982) hasta 1991 se realizaron cultivos hortícolas como cebolla, sandía, melón y zapallo, en muchos casos con fertilización de base principalmente P. Entre 1992 y 2010 el sistema de producción se basó en el monocultivo de algodón bajo labranza convencional. A partir del año 2013 se incorporó el sistema de implantación de cultivos siembra directa, previó nivelación del lote, en 5 franjas de 25 m, separados cada bloque por bordos fijos. El diseño experimental del ensayo es en bloques (franjas) completos al azar con 5 repeticiones y 5 tratamientos que consisten en diferentes secuencias de cultivos presentados en la Tabla 1. El tamaño de cada parcela donde está instalado cada tratamiento es de 25 m x 20 m (500 m2). Los riegos son por inundación siendo similares en todos los tratamientos con aportes de láminas de agua de aproximadamente 100 mm.

Análisis estadístico. Para comparar los resultados de los distintos variables analizadas, se realizó un ANOVA, utilizando el LSD Tukey ($p<0.05$) para el contraste de medias. Para ello se utilizó el programa Infostat versión 2015 (Di Rienzo *et al.*, 2015).

Determinaciones

Los muestreos de suelo fueron realizados en junio del 2015 y julio del 2017 en el lote de ensayo, mediante muestreos compuestos a cada parcela y a las profundidades de 0-20 cm y 20-40 cm. Se determinó el carbono orgánico oxidable por mezcla sulfocrómica en suelo, Walkey Black, escala semi-micro (IRAM 29572-2). El nitrógeno total por el método de Kjeldhal modificado, escala semi-micro (IRAM 29572-1) y fósforo extraíble por bicarbonato de sodio, extracción Olsen (IRAM 29570-2). Para el cálculo del stock de cada elemento, se determinó densidad apratente (Dap $g.cm^{-3}$).

Tabla 1. Secuencias de rotaciones agrícolas durante las campanas 2014-15, 2015-16 y 2016-17.

Rotación o Secuencia	Campañas agrícolas		
	2014-15	2015-16	2016-17
R1	Algodón	Algodón	Algodón
R2	Algodón	Algodón	Soja
R3	Soja	Algodón	Algodón
R4	Algodón	Algodón	Maíz
R5	Algodón	Trigo-Algodón	Trigo-Soja

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tabla 2 muestra que el cambio de uso de la tierra, genera un aumento en los niveles de COT independientemente de las rotaciones, en los primeros 20 cm de suelo (figura 1), mientras en la profundidad 20-40 no se observan cambios significativos. Esto concuerda con distintos autores que encontraron lo mismo (Salvagiotti *et al.,* 2017) y atribuyen dicho comportamiento a la acumulación de materia seca en estratos superiores del suelo.

A través de los años, el NOT presenta una reducción significativa en el tiempo evaluado, dicha reducción fue del 32% para el 2017 (Tabla 2). Como es de esperar y en concordancia con otros autores (Salvagiotti *et al.,* 2017) los niveles de NOT en estratos superiores del suelo son mayores que los inferiores (20-40 cm).

El P mostro una interacción Año por Profundidad. Los mayores contenidos de P fueron para el estrato 0-20 en el 2015 con 90 kg ha^{-1}(Figura 1), reduciéndose un 22% en el estrato inferior de ese año. En el 2017 el stock en superficie se redujo el 55% y un 86% en profundidad con respecto al 2015 a 20-40 cm. Salvagiotti *et al.,* (2017) menciona que la incorporación en la rotación de cultivos como maíz y soja producen una reducción significativa del P.

Se observa que los rendimientos de fibra de algodón, el monocultivo presentó los rendimientos más bajos, en las tres campañas, al comparar con algodón pero con una secuencia de cultivos diferentes (Figura 1).

Tabla 2. Stock de Carbono orgánico total (COT), nitrógeno orgánico total (NOT) y fosforo extraíble (P) en tn ha^{-1} en función de años (A), secuencia o rotación (R), profundidad (P) y bloque para las profundidades 0-20 y 20-40 cm.

			Stock en tn ha^{-1}		
			COT	NOT	P
A		2015	12,8 a	2,26 b	0,08 a
		2017	14,4 b	1,85 a	0,03 b
P		0-20 cm	18,2 b	2,50 b	0,07 b
		20-40 cm	9,1 a	1,61 a	0,04 a
A x P	2015	0-20 cm	16,49 b	2,68	0,09 d
		20-40 cm	9,22 a	1,84	0,07 c
	2017	0-20 cm	19,9 c	2,32	0,05 b
		20-40 cm	8,97 a	1,38	0,01 a
	Año (A)		0,013 *	0,0001**	0,0001**
	Rotación (R)		0,54	0,33	0,051
	Profundidad (P)		0,0001**	0,0001**	0,0001**
	Bloque		0,001**	0,0001**	0,02*
	A x R		0,71	0,16	0,21
	A x P		0,004**	0,28	0,001**
	R x P		0,82	0,22	0,47
	A x R x P		0,99	0,72	0,84

$p<0,05$ * significancia y $p<0,01$ **

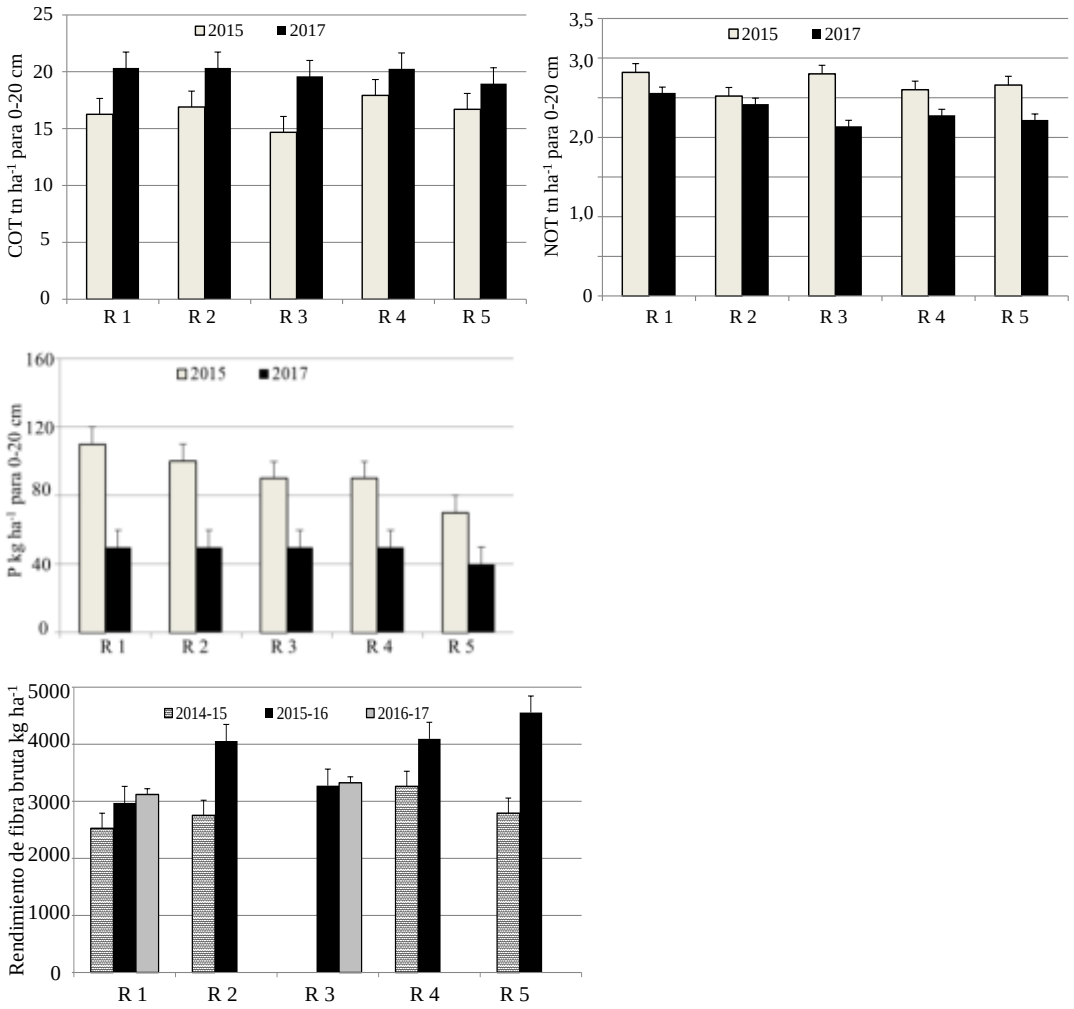


Figura 1. Efecto de las secuencias de rotaciones (R1, R2, R…) de cultivos, sobre el COT (carbono orgánico total) en tn ha^{-1}, NOT (nitrógeno orgánico total) en tn ha^{-1} y P (fósforo extractable) en kg ha^{-1} muestreados en junio 2015 y julio 2017. Figura inferior derecha, efecto de las distintas secuencia de rotaciones (R1, R2, R..) sobre el rendimiento de fibra de algodón, para las campañas 2014-15, 2015-16 y 2016-17, se consideró solo los tratamientos con algodón para esas campañas.

CONCLUSIONES

La incorporación de secuencias agrícolas que incluyen cultivos de algodón, maíz y soja, generan aumentos en el stock de carbono orgánico total, pero esto por sí mismo no es suficiente para lograr mejorías en el stock de nitrógeno y de fósforo extractable. Por ello, es necesario incorporar prácticas culturales, como la fertilización, tendientes a mantener o mejorar la disponibilidad de nutrientes en estos sistemas productivos del área de riego del Río Dulce.

.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo forma parte de los proyectos de investigación INTA PNCyO 1127032 y PNSUELOS 1134023, Pret Centro del INTA Santiago del Estero.

BIBLIOGRAFÍA

- Angella, GA. 2016. Sistema de riego del Río Dulce, Santiago del Estero, Argentina. Brecha de rendimientos y productividad del agua en los cultivos de maíz y algodón.
- Angueira, C; D Prieto; J López & G Barraza. 2007. Sig SE V2.0. Sistemas de Información Geográfica de Santiago del Estero. INTA EEA Santiago del Estero. Edición INTA. ISBN 987-521-170-2. ASABE EP 542 -

1999 - ASABE Standards Procedures for using and reporting data obtained with the Soil Cone Penetrometer – 1999

- Boletta, PE; L, Acuña; L, Juárez & ML, de Moya. 1989. Análisis de las características climáticas de la Provincia de Santiago del Estero y comportamiento del tiempo durante la sequía de la campaña agrícola 1988/89, 23 p. anexo. INTA-UNSE, Santiago del Estero, Argentina.
- Boquet, DJ; RL, Hutchinson; WJ, Thomas; WJ, Brown & R.E.A. 1997. Tillage and Cover Crops Affect Cotton Growth and Yield and Soil Organic Matter. Louisiana State University Agricultural Center, Winnsboro, and St. Joseph, LA.
- Galizzi, F; C, González; PE, Nazar; MJ, Elias Tissera, NM, Ramírez & NA, Gómez. 2015. Condición inicial de un suelo degradado por el uso agrícola continuado en la zona IV de riego del Rio Dulce (Provincia de Santiago del Estero). X Jornadas de Ciencia y Tecnología de Facultades de Ingeniería del NOA. Salta 21 y 22 de mayo del 2015.
- Galizzi, FA; CL, Bonelli; CC, González, MC, Sánchez, RA, Duffau. 2014. Condición física final de un suelo manejado con rotaciones bajo siembra directa. XXIV Congreso de Ciencia de Suelo. Bahía Blanca, del 5 al 9 de mayo del 2014.
- Lorenz, G; CL, Bonelli; A, Duffau; FA, Ezcurra & SA, Tenchini. 1994. Caracterización de la erosión y degradación de suelos en el Chaco semiárido. Plan de proyecto de investigación. 2das. Jornadas Provinciales de suelos, Santiago del Estero. 25 y 26 de agosto de 1994. Ministerio de Economía y Finanzas Públicas. 2014. Secretaria de Política Económica y Planificación del desarrollo. Informe Productivo Provincial, Santiago del Estero.
- Salvagiotti F; H, Krüger & G, Studdert . 2017. Ensayos de larga duración en Argentina: un aporte al logro de sistemas agrícolas. 1a ed. Entre Ríos: Ediciones INTA, 2017. Libro digital, PDF

C1P28. FRACCIONES DE FÓSFORO EN ENMIENDAS ORGÁNICAS Y SU DISPONIBILIDAD PARA EL CULTIVO

Goñi, Leandro; Laurent, Gabriela C.; García, Ramiro J. y Suñer Liliana.

Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur. San Andrés 800. Bahía Blanca. Buenos Aires. Argentina. lgonialdalur@gmail.com

RESUMEN

La agricultura orgánica forma parte de una vasta gama de metodologías que apoyan la protección del medio ambiente y la obtención de alimentos saludables. Las enmiendas orgánicas constituyen una fuente de nutrientes esenciales para las plantas, especialmente de carbono (C), nitrógeno (N) y fósforo (P). Una problemática interesante es conocer la dinámica de los diferentes nutrientes de las enmiendas orgánicas, con el propósito de cuantificar la disponibilidad de los mismos para el mejor aprovechamiento de las plantas. El objetivo del presente trabajo fue evaluar la solubilidad y labilidad del fósforo en tres enmiendas orgánicas y el suelo de la región del sudoeste bonaerense. Para ello se realizó el fraccionamiento secuencial de P en tres enmiendas orgánicas, BiOrganutsa (BIO), compost de cebolla y estiérol (CCE), lombricompuesto (L) y suelo. Se practicaron cuatro extracciones de P: en agua (muy lábil), $NaHCO_3$ (lábil), NaOH (moderadamente lábil) y HCl (1M) (relativamente insoluble). En cada uno de ellos se cuantificó diferentes formas de P: total (Pt), inorgánico (Pi) y orgánico (Po). Las tres primeras fracciones constituyen el reservorio de P que sería liberado a la solución del suelo en forma disponible a medida que se va agotando por la absorción de la planta. Los valores de Pt obtenidos en el extracto con $NaHCO_3$ varió según el orden BIO>CCE>L>S, mientras que en el extracto con NaOH BIO>L>CCE>S. La fracción de P-agua para la enmienda BIO fue significativamente superior al resto de las enmiendas y al suelo, siendo BIO>CCE>L=S. En la fracción lábil de Pi, representada por el Pi - $NaHCO_3$, BIO>CCE=L>S. En la fracción moderadamente lábil (Pi-NaOH) BIO presentó valores significativamente superiores al resto de las enmiendas (BIO>L>CCE=S) y en Pi-HCl diluido BIO>L>CCE>S. El análisis demostró que BIO estaría disponible a corto y mediano plazo; mientras que S siempre presentó el valor más bajo.

Palabras claves: agricultura orgánica, fósforo, enmiendas orgánicas.

INTRODUCCIÓN

La producción orgánica tiene por finalidad la obtención de alimentos saludables, de la mejor calidad nutritiva, sin contaminantes y obtenidos mediante sistemas de trabajo sustentables (Fernández, 2008). Las enmiendas orgánicas utilizadas para tal fin son fuentes alternativas de fertilización que necesitan ser caracterizadas (Pérez *et al*., 2008).

La mayor parte del P que se encuentra en el suelo no está disponible para las plantas (Holford, 1997), sino que está presente en el suelo de manera orgánica e inorgánica, existiendo un equilibrio entre cada uno de ellos. Ambos conforman el P total del suelo. Varía desde formas disponibles para las plantas hasta formas no disponibles.

El P orgánico existe en formas química o físicamente protegidas que son descompuestas como un resultado de la mineralización de la materia orgánica del suelo o por la acción de una enzima específica en respuesta a la necesidad de P (Suñer y Galantini, 2013).

El P inorgánico representa entre el 50 y el 90% del P de los suelos. La fijación de P por el suelo se refiere a la conversión de P inorgánico en disolución a otras formas menos disponibles (Figura 1).

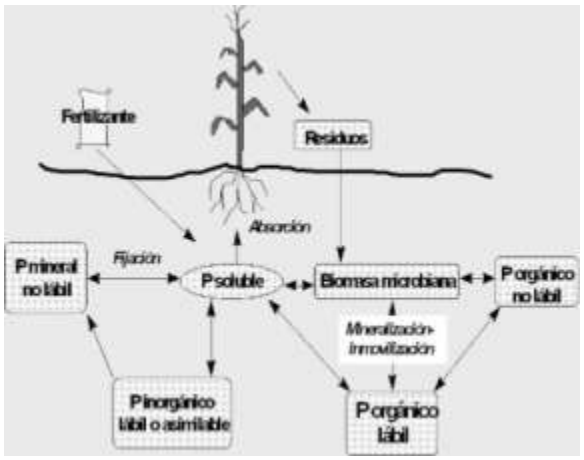


Figura 1: Ciclo del P (Salazar 2005).

La dinámica del P en el suelo, en conjunto con el conocimiento de la fisiología de los cultivos, son dos aspectos esenciales para entender cómo funciona este nutriente en el sistema suelo-planta y por lo tanto representa el primer pilar para elaborar cualquier esquema de diagnóstico de las necesidades de fertilización (Subero Neudis *et al*., 2016).

La determinación cuantitativa de las fracciones de P en el suelo permitiría mejorar los sistemas de diagnóstico y de manejo de los fertilizantes fosfatados, conociendo los reservorios de inmediata, mediana y baja disponibilidad para las plantas. Una problemática interesante es conocer la dinámica de los diferentes nutrientes de las enmiendas orgánicas, con el propósito de cuantificar la disponibilidad de los mismos para el mejor aprovechamiento de la planta. Como objetivo del presente trabajo se ha propuesto estudiar el fraccionamiento de P en diferentes enmiendas y un suelo representativo de la región sudoeste de la provincia de Buenos Aires.

MATERIALES Y MÉTODOS

Tratamientos

Se utilizaron 3 enmiendas y un suelo representativo de la región sudoeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Las enmiendas utilizadas fueron: Bio-Organutsa (BIO), Compost de cebolla y estiércol (CCE) y Lombricompuesto (L); y el suelo (S) de clase textural: franco-arcillo-arenoso, 25 % arcilla, 7 % limo y 68 % arena. Cada uno de ellos representa un tratamiento. En la Tabla 1 se describen algunas características químicas de las enmiendas y el suelo.

Tabla 1. Características de las enmiendas y el suelo.

Enmiendas y suelo	Ce ($dS.m^{-1}$)	pH	Nt (%)	Pt (%)
BIO	25	7,0	7,9	1,0
CCE	18	8,0	0,6	0,2
L	2,4	7,5	1,1	0,2
S	0,55	7,0	0,07	0,1

Referencias: Ce, conducitvidad eléctrica; Nt, nitrógeno total; Pt, fósforo total.

Se realizó el método de fraccionamiento utilizado fue el de Hedley *et al*. (1982) modificado por Tiessen & Moir (1993) (Dagna & Mallarino, 2013). Las formas de fósforo cuantificadas en esta metodología fueron:

- Fósforo muy lábil (extraído con agua destilada y desionizada): P-agua, representa el Pi libremente intercambiable que está inmediatamente disponible.
- Fósforo lábil (extraído con $NaHCO_3$ 0,5 M): Pi-$NaHCO_3$ y Po-$NaHCO_3$, adsorbido a los coloides.

- Fósforo moderadamente lábil (extraído con NaOH 0,1 M): Pi-NaOH y Po-NaOH. Representa el Pi unido a las superficies de las arcillas o de los óxidos e hidróxidos de Fe y Al y el Po asociado a compuestos orgánicos tales como ácidos húmicos y fúlvicos.
- Fósforo inorgánico relativamente insoluble (extraído con HCl 1 M): Pi-HCl diluido, es el Pi unido al Ca. El P que se extraería con HCl 11,3 M se reunió con el residuo.
- Fósforo residual (P-H_2SO_4): es el fósforo que queda como remanente después de las extracciones citadas anteriormente.
- Se determinó el P total (Pt) por digestión ácida (Sommers & Nelson, 1972) (Tabla 1).
- El Po se estimó en los extractos de $NaHCO_3$ (0,5 M) y NaOH (0,1 M) por diferencia entre P total y P inorgánico (Po= Pt-Pi) (Figura 2).

Las fracciones de P lábiles, junto con las moderadamente y ligeramente lábiles constituyen el reservorio de P que sería liberado a la solución del suelo en forma disponible a medida que se va agotando por la absorción de la planta (Tiessen & Moir, 1993).

Para la caracterización de las enmiendas y el suelo se determinó Pt por el método de digestión Digesdahl Hach (H_2SO_4 concentrado y H_2O_2 al 30%) y Nt por el método Kjedhal (Bremner, 1996) (Tabla 1).

Los fosfatos en solución se cuantificaron colorimétricamente por el procedimiento del Murphy & Riley (1962).

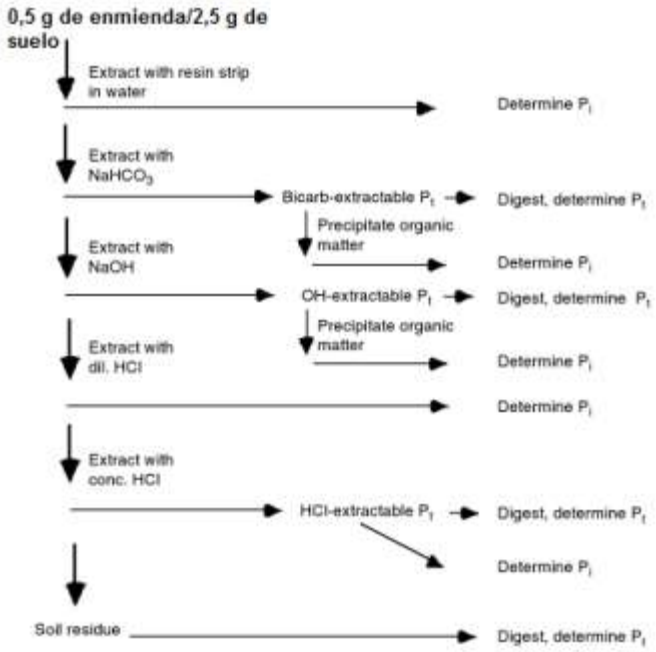


Figura 2: Fraccionamiento secuencial del P, según metodología descripta por Tiessen & Moir (1993).

Análisis estadístico

Se realizó el análisis de la varianza (ANOVA) y la prueba de Tukey con un error < 0,05, usando el software estadístico INFOSTAT 2013 (Di Rienzo *et al.*, 2013).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Fósforo total

Los valores de Pt obtenidos presentaron diferencias significativas, poniendo de manifiesto la amplia variabilidad que existe entre tratamientos, siendo BIO ampliamente superior al resto. En el extracto con $NaHCO_3$ el contenido de Pt varió según el orden BIO>CCE>L>S. Mientras que en el extracto con NaOH BIO>L>CCE>S (Figura 3).

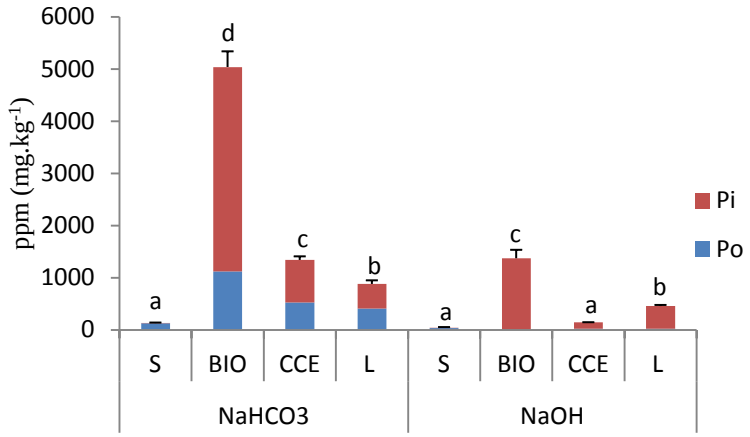


Figura 3: Pt en cada uno de los extractos utilizados en el fraccionamiento secuencial. Medias con una letra diferente indican diferencias significativas entre tratamientos según prueba de Tukey ($p \leq 0,05$).

Fósforo inorgánico

El análisis estadístico del conjunto de los datos puso en evidencia comportamientos diferentes en los extractos utilizados. La fracción de P-agua para la enmienda BIO fue significativamente superior al resto de las enmiendas y al suelo, siendo BIO>CCE>L=S, lo que indicaría una mayor cantidad de fósforo inmediatamente disponible para el cultivo utilizando esta enmienda (Figura 4).

En la fracción lábil de Pi, representada por el Pi - $NaHCO_3$, BIO>CCE=L>S. En la fracción moderadamente lábil (Pi-NaOH) BIO presentó valores significativamente superiores al resto de las enmiendas (BIO>L>CCE=S) y en Pi-HCl diluido BIO>L>CCE>S. El análisis demostró que BIO estaría disponible a corto y mediano plazo; mientras que S siempre presentó el valor más bajo.

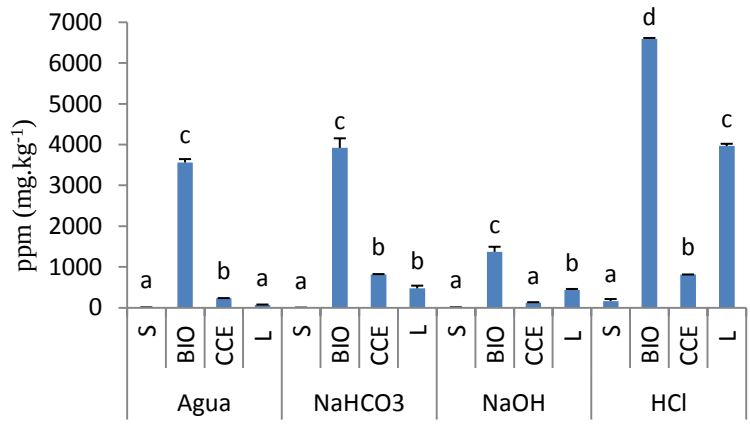


Figura 4: Contenido de Pi en cada uno de los extractos utilizados en el fraccionamiento secuencial. Medias con una letra diferente indican diferencias significativas entre tratamientos según prueba de Tukey ($p \leq 0,05$).

Fosforo orgánico

El contenido de Po lábil en el extracto con $NaHCO_3$ BIO fue mayor al resto de los tratamientos: BIO>CCE=L>S. Sin embargo, en las fracciones de Po moderadamente lábiles (Po-NaOH) L=CCE=S, siendo todos los tratamientos superiores a BIO, cuyo valor fue cercano a cero.

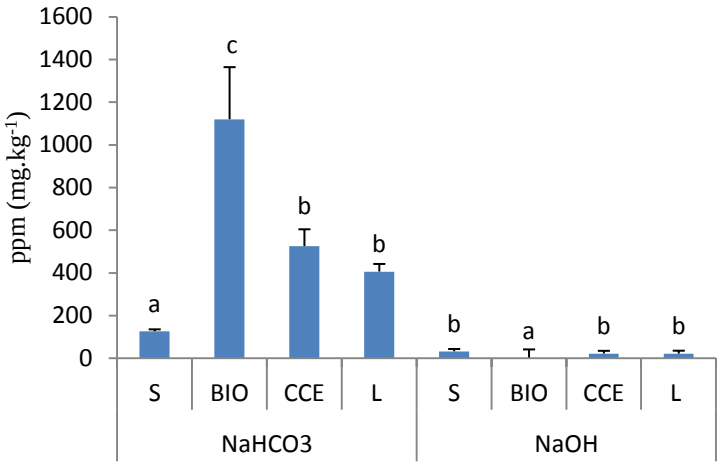


Figura 5: Contenido de Po en cada uno de los extractos utilizados en el fraccionamiento secuencial. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamiento (p≤0,05).

Analizando el Po-NaOH, se observó que el Po en BIO habría pasado a formar parte del pool de Po lábil (Po–NaHCO3,), estando inmediatamente disponible para las plantas y teniendo una deficiencia a mediano plazo; mientras que L y CCE presentaron una fracción de Po asociada a los ácidos húmicos y ácidos fúlvicos (Po-NaOH) que proporcionarían una tasa de reposición de Po en el mediano plazo.

CONCLUSIONES

Las diferentes fracciones de P analizadas en las enmiendas orgánicas presentaron distintas cantidades de acuerdo a la característica de cada una de ellas.

La enmienda BIO fue la que obtuvo la mayor concentración de Pi y Po lábil inmediatamente disponible para la planta. Mientras que aquellas compostadas (CCE y L) lo hicieron con mayor proporción de Po moderadamente lábil, que resultaría en una mayor reserva de P a mediano y largo plazo.

El empleo de enmiendas constituye una alternativa viable para el aporte de P en la producción orgánica.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional del Sur por el financiamiento del presente trabajo (PGI 24 A /203).

BIBLIOGRAFÍA

- Bremner, S.M. 1996. Total Nitrogen. In: Sparks, D.L. (Ed.), Methods of Soil Analysis, Part 3. ASA-SSSA, Madison, WI, pp. 1085-1123.
- Dagna, N & A Mallarino. 2013. Beef Cattle Manure Survey and Assessment of Crop. Availability of Phosphorus by Soil Testing. Soil Sci. Soc. Am. J. Received 11 June 2013.
- Dagna, N. 2012. Application of soil test methods to study the availability of phosphorus in beef cattle manure. Iowa State University. Ames, Iowa.
- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. InfoStat versión 2013. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Hedley, M; Stewart, J. & B Chauhan. 1982. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractionsinduced by cultivation practices and laboratory incubations. Soil Sci. Soc. Am. J. 46: 970-976.
- Holford, ICR. 1997. Soil phosphorus: its measurement, and its uptake by plants. Aust. J. Soil Res. 35:227-240.
- Murphy, J & JP Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Anal. Chim. Acta 27: 31-36.
- Pérez, A; Céspedes, C & Núñez, P. 2008. Caracterización física-química y biológica de enmiendas orgánicas aplicadas en la producción de cultivos en República Dominicana. Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal, 8(3), 10-29.

- Salazar, JE. 2005. El Fósforo en los sistemas ganaderos de leche. Agronomía Mesoamericana. 16(2): 231-238. ISSN: 1021-7444.
- Sommers, LE & DW Nelson. 1972. Determination of Total phosphorus in soils: a rapid perchloric acid digestion procedure 1. Soil Sci. Soc. Am. J., 36(6), 902-904.
- Suñer, L & JA Galantini. 2013. Importancia del equilibrio de las formas de fósforo edáfico. Ciencia y experiencia para una siembra directa sustentable en los ambientes frágiles del S y SO Bonaerense. Revista AAPRESID. Editor: Galantini, JA.

C1P29. FRACCIONES ORGÁNICAS Y POROSIDAD DEL SUELO BAJO DIFERENTES SISTEMAS DE LABRANZA

Iglesias, Julio O.[1]; Galantini, Juan A.[1,2]; Agamenoni, Raúl [3]; Lorenzo, Simon [1] y Bongiovani, Julieta [1]

[1] Universidad Nacional del Sur. San Andrés 850. Bahía Blanca. Argentina. jiglesia@criba.edu.ar
[2] Comisión de Investigaciones científicas de la provincia de Buenos Aires (CIC).
[3] EEA INTA Ascasubi

RESUMEN

En un ensayo en EEA INTA Hilario Ascasubi iniciado en el año 2004 se realizó este estudio cuando los sistemas de labranza coincidieron con trigo en 2011. Los sistemas de labranza fueron: labranza convencional (LC), labranza vertical (LV) y siembra directa (SD). Las muestras de suelo se extrajeron de 0-5, 5-10, 10-15 y 15-20 cm de profundidad. Se determinó carbono orgánico total (COT), nitrógeno total (Nt). Se fraccionó el COT: materia orgánica particulada gruesa (MOPg ,2000-100 mm), materia orgánica particulada fina (MOPf 100-50 mm) y materia orgánica asociada a la fracción mineral (MOM < 50 mm). En cada fracción se determinó nitrógeno de la MOPg (N-MOPg), nitrógeno de la MOPf (N-MOPf) y el nitrógeno de la MOM (N-MOM). En muestras sin disturbar a las mismas profundidades se determinó densidad aparente y distribución del espacio poroso. Se estudiaron los macroporos grandes (MPG) >30 μm, macroporos pequeños (MPp, 30-9 μm), mesoporos (mP), 9-0,2 μm, y microporos (μP) < 0,2 μm. En madurez fisiológica del trigo se determinó rendimiento en grano, rendimiento en materia seca total aérea (MSta), peso de 1000 granos (g) y número de espigas m^{-2}. Los rendimientos del trigo variaron en el tiempo. En el año 2005, el rendimiento del trigo mostró una tendencia a aumentar cuando disminuyen las labranzas. LC y LV (1921 kg ha^{-1}) = SD (2069 kg ha^{-1}); en cambio en 2011 SD fue, 60% mayor que LC y 25 % mayor que LV. Cuanto menor fue el laboreo mayor fue la acumulación superficial de las fracciones orgánicas. El patrón de compactación fue LC=LV≠ SD. Los MPp en SD en 0-5 cm fueron mayores asociados a la mayor cantidad de material orgánico que beneficia la dinámica del agua. La interacción entre la acumulación superficial de la materia orgánica, la macroporosidad y la disponibilidad de agua, tanto por su dinámica como eficiencia de uso, podrían ser responsables de las diferencias de rendimiento entre sistemas de labranza.

Palabras clave: sistemas de labranza, fracciones orgánicas, distribución del tamaño de poros

INTRODUCCIÓN

El sistema de labranza modifica las propiedades del suelo en diferentes formas. La ruptura de los agregados expone materiales orgánicos lábiles físicamente protegidos (Balesdent *et al*., 2000), además la localización de los residuos de los cultivos influye sobre la estratificación de la materia orgánica (Franzluebber, 2002). También la mayor o menor cobertura superficial cambia la dinámica del agua y temperatura con impacto en los procesos de descomposición y humificación de los materiales orgánicos. Estos cambios sobre la cantidad, distribución y dinámica de las fracciones orgánicas están asociados a la disponibilidad de nutrientes necesarios para los cultivos, en particular el nitrógeno (Martinez *et al*., 2017). La siembra directa o labranzas reducidas la acumulación superficial de la MO y de los nutrientes (Unger, 1991; Kruger, 1996; Galantini & Rosell, 1997). En ambientes semiáridos y subhúmedos, la escasa disponibilidad de agua puede limitar la transformación de esta gran cantidad de nutrientes superficiales, dando lugar a interrogantes en cuanto a la disponibilidad durante el ciclo del cultivo y a la modalidad del muestreo. Diversas fracciones orgánicas del suelo han sido sugeridas como indicadores sensibles para detectar el efecto de las prácticas de manejo sobre la calidad de la MO (Haynes & Beare, 1996; Haynes, 2000; Duval *et al*., 2016). Solo las formas lábiles han demostrado ser adecuadas en la evaluación de la calidad del suelo (Bollero, 2000). Los cambios en el corto plazo debidos al manejo se generalmente están relacionados con la cantidad y calidad de las fracciones orgánicas, que pueden modificar tanto el ambiente físico como la disponibilidad de nutrientes. El objetivo del presente trabajo fue cuantificar diferentes fracciones orgánicas y la distribución de la porosidad en suelos bajo tres sistemas de labranza.

MATERIALES Y MÉTODOS

En un ensayo de sistemas productivos de labranza en secano que se inició en 2004, perteneciente a la EEA INTA Hilario Ascasubi, Ruta 3, km 794 partido de Villarino, provincia de Buenos Aires se realizó este estudio. La región se

caracteriza por predominancia de vientos fuertes del O, NO y N, temperaturas bajas y escasa humedad, con veranos de alta demanda hídrica e inviernos rigurosos y por irregularidad de las precipitaciones. La precipitación media anual histórica (1966-2011) es de 447,2 mm acumulados principalmente en otoño y primavera (Figura 1). El suelo clasifica como *Haplustol Éntico* de textura arenosa franca.

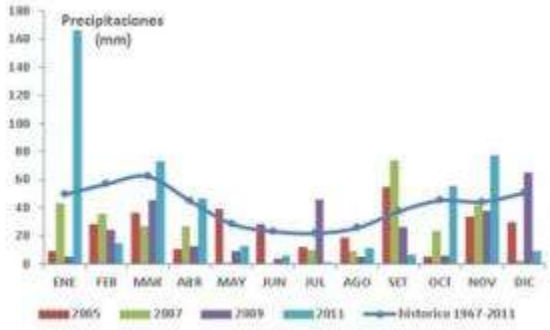


Figura 1. Precipitaciones ocurridas en Hilario Ascasubi, años 2005, 2007, 2009, 2011 y promedio mensual histórico (1967-2011). EEA INTA H Asacasubi

El ensayo consistió en 3 sistemas de labranza con pastoreo, con tres bloques completos aleatorizados, implantados en parcelas de 675 m^2 de superficie (45 x 15 m).

Los sistemas de labranza estudiados fueron:

LC, trigo en labranza convencional- pastoreo del rastro

LV, trigo en labranza vertical - pastoreo del rastrojo

SD, trigo en siembra directa, pastoreo del rastrojo trigo y siembra de vicia + avena para pastoreo

El presente ensayo se realizó durante el año 2011.Se tomaron muestras compuestas de suelo extraídas al azar (3) de cada sistema de labranza, cuando todos coincidieron con trigo. Las muestras se extrajeron de los 0-5, 5-10, 10-15 y 15-20 cm de profundidad. Se determinó carbono orgánico total (COT) mediante combustión seca utilizando Analizador de carbono LECO CR12 (LECO, St. Joseph, MI, EE.UU.), el contenido de nitrógeno total (Nt) mediante el método semimicro Kjeldahl (Bremner, 1996). Para el fraccionamiento granulométrico del COT se utilizó el tamizado en húmedo (Cambardella & Elliott, 1992; Galantini, 2005), separando tres fracciones: materia orgánica particulada gruesa (MOPg ,2000-100 mm), materia orgánica particulada fina (MOPf 100-50 mm) y la materia orgánica asociada a la fracción mineral (MOM < 50 mm). En cada una de ellas se determinó: nitrógeno de MOPg (N-MOPg), nitrógeno de MOPf (N-MOPf) y el nitrógeno de MOM (N-MOM). A las mismas profundidades, se tomaron muestras de suelo sin disturbar con cilindros de acero de volumen conocido (100 cm^3) para determinar densidad aparente y distribución del espacio poroso. Existe un gran número de clasificaciones de tamaño de poros. En el presente trabajo se aplicó un sistema utilizado por Iglesias *et al*. (1998), Kay & VandenBygaart (2002) y Galantini *et al*. (2006), quienes diferencian los distintos tamaños de poros con los diferentes flujos de agua. Se estudiaron los siguientes tamaños de poros: macroporos grandes (MPG) >30 µm; y macroporos pequeños (MPp, 30-9 µm), con diferente velocidad de drenaje; mesoporos (mP), 9-0,2 µm responsables de la capacidad de almacenaje de agua edáfica y de la actividad de las bacterias (Hamblin, 1985), y microporos (µP) < 0,2 µm que retienen el agua no disponible para las plantas. En madurez fisiológica del trigo se tomaron 2 muestras de material vegetal de 1 m lineal por sistema de labranza y bloque. Donde se determinó rendimiento en grano (kg ha^{-1}) rendimiento en materia seca total aérea MSta (kg ha^{-1}), peso de 1000 granos (g) y número de espigas m^{-2}. Para el análisis estadístico de los resultados se utilizó el sofware INFOSTAT (Di Rienzo *et al*., 2013). Se realizaron análisis de la varianza (ANOVA) y el test de diferencias mínimas significativas (DMS) para la comparación de medias (α=5%).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Rendimiento del trigo

En los años de estudio cuando todos los sistemas de labranza se encontraban con trigo las precipitaciones medias anuales ocurridas, contabilizaron 307 mm (2005), 296 mm (2007), 287 mm (2009) y 480 mm (2011), siendo este último valor similar al promedio histórico de 447 mm para el área de influencia de la EEA Hilario Ascasubi. Bajo este contexto agroclimático, los rendimientos del trigo experimentaron variaciones a medida que transcurrió el tiempo a partir de que se implantaron los sistemas de labranza estudiados.

Luego de 2 años de iniciado el ensayo (en el 2005), el rendimiento del trigo mostró una tendencia a aumentar cuando disminuyen las labranzas sin llegar a ser significativa (Tabla 1).

LC y LV (1921 kg ha^{-1}) = SD (2069 kg ha^{-1})

Durante el año 2007 (Tabla 1), el rendimiento de trigo fue entre 30-40% menor que en el 2005 debido a las escasas precipitaciones durante el año. Cabe aclarar que por adversidades meteorológicas (sequía), en el año 2009 no se pudo cosechar el trigo. Se registraron 70 mm durante el periodo crítico septiembre-octubre-noviembre. En cambio, durante los años 2005-2007 y 2011 los milímetros de lluvia caídos fueron entre 100 y 130 mm en igual período de tiempo.

Tabla 1. Rendimiento de trigo (kg ha^{-1}) en los distintos sistemas de producción en el tiempo.

	Rendimiento grano (kg ha^{-1})		
Año	LC	LV	SD
2005	1800 a	2042 a	2196 a
2007	535 a	673 a	893 a
2009	Sequia no se cosechó		
2011	933 b	1775 ab	2392 a
Promedio	1089	1496	1827

LC, labranza convencional; LV, labranza vertical; SD, siembra directa.
Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

Luego de 7 años (2011), la implementación de la SD demostró sus efectos beneficiosos sobre la productividad del cereal de invierno revirtiendo la tendencia de los resultados;
SD (2353 kg ha^{-1}) ≥ LV (1775 kg ha^{-1}) ≥ LC (933 kg ha^{-1}).

En este sentido quedaron reflejados los efectos positivos de la SD sobre el rendimiento del trigo, 60% mayor que LC y 25 % mayor que LV. Además, se comprobó la disminución del rendimiento en un 48% en el sistema LC.

Análisis de biomasa y componentes del rendimiento

En el año 2011, cuando se analizó la biomasa (Tabla 2) mostró ser más sensible para detectar diferencias estadísticas principalmente por la cantidad de residuos de cosecha. En la región semiárida se observó que la mayor cantidad de biomasa producida por las buenas prácticas agropecuarias puede no reflejarse en la cantidad de grano cosechado (Galantini *et al*., 1992). Esto se debe principalmente que cuando se produce mayor cantidad de biomasa hay una mayor demanda hídrica durante el llenado del grano momento caracterizado por déficits frecuentes. La cantidad de esp m^{-2}, la que refleja las condiciones iniciales del cultivo, mostró diferencias entre sistemas, en cambio en el peso de 1000 granos relacionado con las situaciones luego de floración, las diferencias fueron menores entre sistemas. Los resultados de estos parámetros pusieron en evidencia los cambios diferenciales durante el ciclo del cultivo por efecto del sistema de labranza.

Tabla 2. Materia seca total aérea y componentes del rendimiento durante el año 2011

	Sistemas de labranza		
	LC	LV	SD
MS ta	2904,8 b	4466,7 bb	6438,1 a
Paja	1971,5 c	2691,7 b	4045,7 a
IC	0,310 b	0,397 a	0,365 a
Esp/m^2	245,7 c	368,6 b	391,4 a
P1000	28,0 b	30,3 ab	32,2 a

LC, labranza convencional; LV, labranza vertical; SD, siembra directa. MSta, materia seca total aérea, IC, índice de cosecha, Esp/m^2 espigas por metro cuadrado, P100 peso de 100 granos
Letras distintas en la misma profundidad indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

COT y sus fracciones

La cantidad de COT y sus fracciones en 0-20 cm no mostraron diferencias en los distintos sistemas de labranza, posiblemente debido a las condiciones ambientales (pocas precipitaciones, ambiente seco). En este contexto la actividad

biológica se encuentra más limitada por falta de humedad que por la accesibilidad de los microorganismos dado que el contenido de poros de drenaje (>30-9mm) determinado se ubicó entre 30 y 35% de la porosidad total (Figura 2). También es de destacar que el ensayo duró 7 años, pero las labranzas fueron año por medio y contribuyeron al menor movimiento del suelo con menor penetración de oxígeno. Además, la menor velocidad de descomposición de los residuos en SD con menor porosidad edáfica puede ser compensada por la mayor humedad por la cobertura superficial.

La distribución de las fracciones orgánicas en los primeros 20 cm superficiales (Tabla 3) fue afectada por el sistema de labranza. Cuanto menor laboreo se observó mayor acumulación superficial.

Tabla 3. COT y fracciones de carbono orgánico del suelo en los distintos sistemas de labranza

Prof.	Sistemas de labranza								
cm	COT			COPf			COPg		
	LC	LV	SD	LC	LV	SD	LC	LV	SD
0-5	1,02 a	1,19 a	1,45 b	0,035 a	0,033 a	0,048 b	0,595 a	0,617 a	0,887 b
5-10	0,98 a	1,12 b	0,93 a	0,032 ab	0,038 b	0,024 a	0,606 a	0,769 b	0,635 a
10-15	1,00 b	0,95 b	0,72 a	0,031 b	0,021 ab	0,017 a	0,543 a	0,506 a	0,420 a
15-20	0,77 b	0,76 b	0,55 a	0,011 b	0,010 b	0,005 a	0,265 a	0,292 a	0,254 a
0-20	0,94	1,00	0,91	0,027	0,025	0,023	0,502	0,546	0,549

LC, labranza convencional; LV, labranza vertical; SD, siembra directa. COT carbono orgánico total, COPf carbono orgánico particulado fino, COPg carbono orgánico particulado grueso. Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

Cuando se analizó el índice de estratificación del carbono y sus fracciones permitió diferenciar el efecto de los sistemas de labranza (Tabla 4) mostrando que en SD siempre fue mayor sin mayores diferencias entre LC y LV.

Tabla 4. Índice de estratificación de carbono orgánico del suelo en los distintos sistemas de labranza

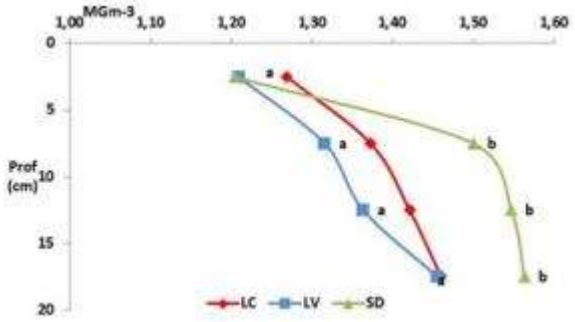
	Sistemas de labranza		
	LC	LV	SD
COT	1,02 a	1,19 a	1,45 b
0-5/15-20	1,32 a	1,56 a	2,.63 b
0-5/10-20	0,57 a	0,69 a	1,14 b
COPf	0,03 ab	0,03 a	0,05 b
0-5/15-20	3,18 a	3,33 a	9,66 b
0-5/10-20	0,83 a	1,06 a	2,18 b
COPg	0,59 a	0,62 a	0,89 b
0-5/15-20	2,24 a	2,11 a	3,49 a
0-5/10-20	0,73 a	0,77 a	1,31 b

LC, labranza convencional; LV, labranza vertical; SD, siembra directa. COT carbono orgánico total, COPf carbono orgánico particulado fino, COPg carbono orgánico particulado grueso. Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$).

Densidad aparente y distribución del tamaño de poros

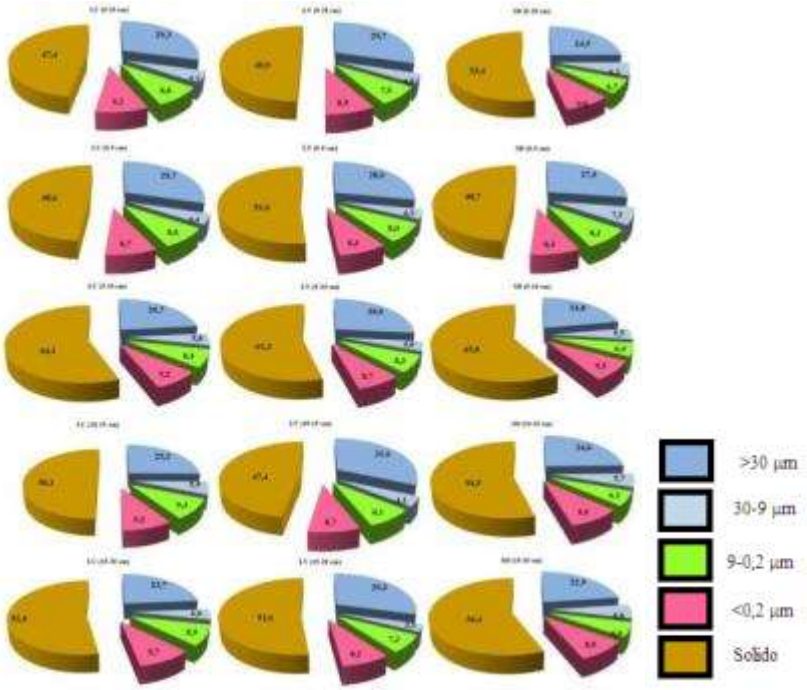
El patrón de compactación fue diferente entre los sistemas con mayor laboreo frente a SD. (Figura 2). En LC y LV no se observaron diferencias significativas en todo el perfil de suelo estudiado. En cambio, al compararlos con SD este fue diferente en todas las profundidades excepto el estrato superficial donde todos los sistemas de labranza fueron iguales. Esto estaría indicando que en 0-20 cm la porosidad en LC y LV (Figura 3) sería mayor que en SD, pero menos estable dado que los poros en estos sistemas de labranza son generados antrópicamente (Iglesias *et al.*, 2014) en cambio en SD son bioporos.

Figura 2. Densidad aparente en los sistemas de labranza estudiados



Los macroporos pequeños (30-9 µm) (Figura 3) en SD en 0-5 cm (7,2%) son significativamente mayores asociados a la mayor cantidad de material orgánico (Tabla 1) y a la mayor estabilidad de los agregados según lo reportado por Iglesias et al (2017). Esta distribución de la porosidad edáfica beneficia la dinámica del agua. Se observó una tendencia a disminuir el espacio poroso en 0-20 cm al aumentar la intensidad de laboreo, Cuando se analizaron las distintas profundidades presentaron las mayores diferencias en los 0-5 cm superficiales. La distribución de los diferentes tamaños de poros en SD, junto con la acumulación superficial de residuos favorecería la captación del agua de las precipitaciones (que en la zona son escasas e intensas) y su transporte a las capas más profundas. Esta mejora puede estar asociada con una mayor eficiencia en el uso del agua para la producción de grano.

Figura 3. Distribución del tamaño de poros y fase sólida del suelo, en los distintos sistemas de labranza estudiados.



CONCLUSION

La interacción entre la acumulación superficial de la materia orgánica, macroporosidad, dinámica del agua y eficiencia de uso podrían ser responsables del mayor rendimiento en sistema de labranza con pastoreo siembra directa durante el período de estudio.

AGRADECIMIENTOS

Los autores del presente trabajo agradecen a la EEA INTA Ascasubi y por permitir el uso del ensayo para la realización del mismo.

BIBLIOGRAFÍA

- Balesdent J; C Chenu & M Balabane. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. Soil Till. Res. 53 (3-4): 2015-2030.
- Bollero G. 2000. Soil Quality Assessment. Actas del XVII CACS. Mar del Plata, Argentina. (CD-ROM).
- Bremner JM. 1996. Nitrogen Total. In: Methods of analisys. Part 3. Chemical methods. pp 1085-1121.
- Cambardella, CA & ET Elliott. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J. 56, 777-783.
- Di Rienzo JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. InfoStat versión 2013, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina, URL http://www.infostat.com.ar.
- Duval ME; JA Galantini; JM Martínez & JO. Iglesias. 2016. Comparación de índices de calidad de suelos agrícolas y naturales basados en el carbono orgánico. Ciencia del Suelo 34(2): 197-209 Full Pdf (in Spanish)
- Franzluebbers AJ. 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. Soil Till. Res. 26 (2): 95-106.
- Galantini JA, JO Iglesias, AM Miglierina; RA Rosell & A Glave. 1992. Rotación y fertilización en sistemas de produccion de la región semiárida argentina. I. productividad (calidad y rendimiento) del trigo. Rev. Fac. Agr (U.B.A.) 13 (1) 67-75.
- Galantini JA & RA Rosell. 1997. Organic fractions, N, P, and S changes in a semiarid Haplustoll of Argentine under different crop sequences. Soil Till. Res. 42: 221-228.
- Galantini JA; JO Iglesias; C Maneiro; L Santiago & C Kleine. 2006. Sistemas de labranza en el sudoeste bonaerense. Efectos de largo plazo sobre las fracciones orgánicas y el espacio poroso del suelo. Rev. Inv. Agrop. INTA. 35(1) 15-30.
- Galantini JA; LG Suñer & H Krüger. 2005. Dinámica de las formas de P en un Haplustol de la región semiárida pampeana durante 13 años de trigo continuo. Rev. Inv. Agrop. INTA. 34 (2):13-31.
- Hamblin, AP. 1985. The influence of soil structure on water movement, crop root growth and water uptake. Adv. Agron, 38, 95-158.
- Haynes RJ & MH Beare, 1996. Agregation and organic matter storage in meso-thermal, humic soils. In Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils 213-253.
- Haynes RJ. 2000. Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand. Soil Biol. and Bioch. 32 (2), 211-219.
- Iglesias, J O; J Galantini; A Miglierina; M Landriscini & R Rosell. 1998. Cambios en la distribución del espacio poroso debidos al sistema de labranza y al tránsito en un Hapludol típico de la Región Subhúmeda Argentina. Rev. Fac. Agro. (UBA) 18 (1-2) 19-26
- Iglesias, JO; A Vallejos; JA Galantini; P Bondia & C Kleine .2014. Efecto del tránsito sobre algunas propiedades físicas edáficas en dos sistemas de labranza. Actas XXIV CACS. Bahía Blanca.
- Kay, BD & AJ VandenBygaart. 2002. Conservation tillage and depth stratification of porosity and soil organic matter. Soil & Tillage Research 66: 107-118.
- Krüger HR. 1996. Sistemas de labranza y variación de propiedades químicas en un Haplustol entico. Ci Suelo 14, 53-55.
- Martinez JM; JA Galantini; M Duval & F Lopez. 2017. Tillage effects on labile pools of soil organic nitrogen in a semi-humid climate of Argentina: A long-term field study. Soil Till. Res 169: 71-80.
- Unger PW. 1991. Organic matter, nutrient and pH distribution in no- and conventional tillage semiarid soils. Agr. Journal 83 (1) 186-189.

C1P30. CAMBIOS EN LAS PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO ANTE VARIACIONES EN LA COMPACTACIÓN

Imvinkelried, Horacio O.[(1)(*)]; Pietrobón, Marianela[(1)]; Dellaferrera, Ignacio M.[(1,2)] e Imhoff, Silvia del C.[(1,2)].

(1) docente-investigador Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Litoral.(2) CONICET

(*) Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Litoral. R.P. Kreder 2805, Esperanza. Santa Fe. Argentina. E-mail:horaim@fca.unl.edu.ar

RESUMEN

La degradación de los suelos de la región centro-norte de la provincia de Santa Fe y la consecuente pérdida de productividad de los sistemas agrícolas se atribuye a dos factores principales: la compactación -producida por el laboreo y tránsito de la maquinaria- y la pérdida de fertilidad química -debida a la prolongada extracción de nutrientes por los cultivos sin reposición-. Las prácticas tecnológicas de descompactación del suelo y fertilización estratégica han sido propuestas para revertir esos problemas, aumentando la eficiencia de uso de los recursos y, como consecuencia, la producción de materia seca y el rendimiento (Rto). El objetivo general de este trabajo fue evaluar los cambios producidos en la calidad física del suelo y el Rto logrado en la secuencia soja-trigo/soja-trigo/soja-trigo (S-T/S-T/S-T) en condiciones de campo con dos niveles de compactación. El ensayo se llevó a cabo en la Unidad Experimental de Cultivos Extensivos ubicado en Esperanza (Santa Fe, Argentina), durante las campañas 2008/2009 (C1), 2009/2010 (C2) y 2010/2011(C3), sobre un suelo argiudol ácuico. El diseño experimental fue en bloques completos aleatorizados y tres repeticiones. Los tratamientos fueron dos niveles de compactación (descompactado ‘d’ y sin descompactar ‘sd’). Se diferenciaron distintos escenarios desde el punto de vista hídrico; donde se podrían mencionar como: (i) C1 muy seca para soja y seca para trigo; (ii) C2 húmeda para soja y con buena reserva de agua en el suelo para el trigo; (iii) C3 moderadamente seca para soja y húmeda para trigo. Los resultados obtenidos indican la persistencia del efecto residual positivo de la descompactación inicial sobre la resistencia mecánica (RP) y porosidad de aireación del suelo (Pa) luego de 3 años de realizada la labor. Los rendimientos logrados mejoraron en las condiciones d. La campaña influyó marcadamente sobre el Rto de los cultivos en secano.

Palabras clave: densidad de suelo, resistencia a la penetración, porosidad de aireación.

INTRODUCCIÓN

La producción vegetal es el resultado de la interacción entre el potencial genético y el ambiente, entendiendo éste como el conjunto de factores relacionados al clima, suelo y acción del hombre (manejo). El desafío de hoy es mejorar el ambiente permitiendo la expresión del potencial genético de los cultivos, para aumentar la cantidad de alimento producido con el menor impacto ambiental posible, ya sea en términos de deterioro de la calidad del recurso “suelo” (degradación físico-química) o de la atmósfera (aumento de la emisión de gases de efecto invernadero, reducción en la captura de carbono, balances negativos de nutrientes, etc.).

En general, se acepta que el deterioro químico del suelo puede resolverse con prácticas adecuadas de fertilización, mientras que el deterioro físico no está debidamente solucionado. Se sabe que dentro de estas limitantes físicas la compactación del suelo es un problema que se puede intensificar por el sistema de labranza, el tránsito de la maquinaria, el pisoteo de los animales y el fuego (Jorajuría & Draghi, 1997; Botta *et al.*, 2006) afectando la porosidad de aireación (Pa), la densidad del suelo (Ds), la resistencia mecánica a la penetración (RP), la conductibilidad hidráulica y la infiltración del agua, entre otros (Pilatti *et al.*, 2006; Ghiberto *et al.*, 2007). Estas propiedades impactan directa e indirectamente sobre el crecimiento de las plantas y, como consecuencia, sobre la productividad y eficiencia de uso de los recursos agua, radiación y nutrientes. A pesar de que existen algunas opciones de manejo, tales como incluir gramíneas en las rotaciones, aumentar el contenido de materia orgánica, tránsito controlado, control presión de neumáticos, la descompactación mecánica entre otras, se requiere mayor estudio para la región.

La degradación de los suelos es actualmente uno de los principales problemas del mundo, comprometiendo el mantenimiento y aumento de la productividad agropecuaria (Hakansson & Voorhees, 1998). En Argentina, en las dos últimas décadas, se produjo una simplificación de los sistemas de producción con predominio del monocultivo de soja. Esto trajo como resultado, principalmente en la región pampeana, una disminución de la superficie cultivada con praderas

y un incremento del área dedicada a cultivos agrícolas anuales (Ferreras *et al.*, 2001). Estos sistemas son más proclives a causar un rápido deterioro de los suelos.

La remoción mecánica de capas compactadas mediante el uso de implementos descompactadores o escarificadores (e.g. paratill, paraplow) ha tomado creciente difusión en el mundo (Hamza & Anderson, 2005; Spoor, 2006). En nuestro país la experiencia es más limitada; se suelen mostrar descensos significativos de la resistencia del suelo a causa de la descompactación, pero se sabe poco acerca de su perdurabilidad y sobre su impacto sobre el Rto de los cultivos.

En función de lo mencionado, se planteó como objetivo evaluar las alteraciones producidas por diferentes niveles de compactación inicial del suelo sobre las propiedades físicas del mismo y el Rto de los cultivos de trigo (T) y soja (S) en la secuencia S-T/S-T/S-T durante tres campañas. Las variables físicas medidas fueron Ds, RP yPa.

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño experimental

El experimento se realizó en la Unidad Experimental de Cultivos Extensivos ubicado en Esperanza sobre RP Nº 70, km 26, sobre la secuencia de cultivos S-T/S-T/S-Tdurante las campañas 2008/2009 (C1), 2009/2010 (C2) y 2010/2011(C3). El suelo está clasificado como argiudol ácuico (fina-media-térmica), serie Humboldt, con un índice de productividad de IP= 66. Se trata de un suelo profundo, moderadamente a bien drenado, desarrollado en una planicie extendida ligeramente deprimida.

Se seleccionó un lote agrícola con 6 años en siembra directa (SD) y monocultivo de soja, con presencia de compactación, que fue determinada midiendo la RP con un penetrómetro de campo a la profundidad de 0-20 cm en condiciones de humedad próxima a capacidad de campo, adoptándose como valor crítico 2,5 MPa (Gupta & Allmaras, 1987; Glinski & Lipiec, 1990). El diseño experimental utilizado fue en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones. Cada tratamiento surgió de la combinación de dos niveles de compactación (sin descompactar y descompactado). En las parcelas descompactadas se realizó una labor profunda vertical al inicio del ensayo (mayo de 2008) con el objetivo de disminuir la compactación. Para ello se utilizó un paratill marca Dolbi a 70 cm entre púas, con una profundidad de labor de 30-35 cm. La humedad de suelo al momento de realizar dicha labor fue de 0,32 cm^3 cm^{-3}, inferior a la capacidad de campo (0,36 cm^3 cm^{-3}). Luego se procedió a la siembra de los cultivos con el sistema de SD.

Se sembró el cultivar de soja RA 725, grupo de madurez VII, de hábito de crecimiento determinado, con una sembradora experimental de grano grueso de dos surcos marca ERCA. Las fechas de siembras fueron 4, 5 y 6 de diciembre para C1, C2 y C3, respectivamente. El espaciamiento entre hileras fue de 52 cm con una densidad de 26 semillas m^{-2}.En cuanto al cultivo de trigo se utilizó la variedad Buck Malevo, de ciclo largo, a 17,5 cm entre líneas, a razón de 120 kg de semillas ha^{-1} con el objetivo de obtener 280 plantas m^{-2}. Las fechas de siembra fueron 3, 11 y 16 de junio para C1, C2 y C3, respectivamente. Se mantuvieron los cultivos libre de malezas, plagas y enfermedades.

Determinaciones físicas del suelo

En noviembre de 2008, a 6 meses de realizada la labor con paratill, de cada repetición según tratamiento se colectaron 10 muestras de suelo con estructura no perturbada (cilindros) a dos profundidades (0-7 cm y 8-13 cm) para determinar la RP, la Ds y la Pa. Las muestras se saturaron por elevación gradual de una lámina de agua, se pesaron para obtener el contenido hídrico en saturación (Θs) y posteriormente se equilibraron a diferentes potenciales mátricos en mesa de tensión por medio de presiones aplicadas en placas porosas (Klute, 1986). Cuando las muestras llegaron al equilibrio se pesaron y en cada una se midió la RP del suelo con penetrómetro electrónico, con cono de 60º de ángulo y 4 mm de diámetro basal. La velocidad de penetración fue de 1 cm min^{-1} y la frecuencia de muestreo correspondió al registro de un valor de resistencia cada 0,67 segundos. Las lecturas obtenidas de cada muestra se promediaron para obtener un único valor de RP.

La densidad aparente del suelo (Ds) se determinó al inicio y final de cada cultivo en la secuencia, para cada tratamiento y repetición, tomando tres muestras de suelo no perturbadas distribuidas aleatoriamente (cilindros) a dos profundidades (0-7 cm y 8-13 cm). Estas muestras se secaron en estufa a 105 °C hasta alcanzar peso constante y, a partir de la masa seca de suelo y del volumen del cilindro se determinó la densidad aparente del suelo (Blake & Hartge, 1986).

A través de la relación funcional propuesta por Busscher (1990) se obtuvieron los valores de RP en el tiempo, según:$RP = a * \Theta^b * Ds^c$; donde: RP= resistencia del suelo a la penetración (MPa), Θ= contenido volumétrico de agua ($cm^3\ cm^{-3}$), Ds= densidad del suelo ($g\ cm^{-3}$) y 'a', 'b', 'c' son los parámetros del ajuste.

La porosidad total se estimó según la relación PT= (1-Ds/Dp)*100]; siendo: PT= porosidad total, Ds= densidad del suelo ($g\ cm^{-3}$) y Dp= densidad de partícula (2,58 $g\ cm^{-3}$ para el suelo en estudio). La porosidad de aireación (Pa, en %) se calculó Pa= (PT – Θcc) * 100; donde Pa= porosidad de aireación (%), PT= porosidad total ($cm^3\ cm^{-3}$) y Θcc=contenido volumétrico de agua a capacidad de campo ($cm^3\ cm^{-3}$).

Determinación del rendimiento

En madurez fisiológica se determinó el Rto. Se realizaron dos submuestras por repetición de 2 m cada una (aproximadamente una superficie de 2 m^2 y 0,7 m^2 para soja y trigo, respectivamente).Se secaron en estufa con circulación de aire forzado a 65 ºC hasta peso constante. Se trillaron a mano y se determinó el Rto. El rendimiento en soja fue corregido al 13,5 % de humedad y en trigo al 14 % de humedad.

Análisis estadístico

En el análisis estadístico se realizó con el software InfoStat/Profesional, versión 2008. Los datos de las variables de cultivo y de suelo se evaluaron mediante ANOVA, las medias se compararon según el test de mínima diferencia significativa (LSD, según sus siglas en inglés), con un nivel de significancia del 5% ($p \leq 0,05$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización agrometeorológica

Las precipitaciones (Pp) y temperaturas medias (T) que caracterizaron cada una de las campañas se encuentran detalladas en la Figura 1. Si se comparan las lluvias registradas desde un mes antes de la siembra y durante el ciclo del cultivo con respecto a la media de los últimos 15 años (Pp_H) para soja, se dieron distintos escenarios: i) C1 muy seca; ii) C2 muy húmeda; iii) C3 normal (moderadamente seca). Considerando desde diciembre hasta abril, hubo-34, + 50 y +8 % de diferencia en la Pp acumulada vs. La Pp_H en la zona. Para trigo, considerando desde mayo a noviembre, la C1 y la C3 presentaron valores de precipitaciones por encima de la media histórica (+9 y +17 %, respectivamente); mientras que, la C2 estuvo muy por debajo (-47 %), indicando condiciones de escasa oferta hídrica proveniente de las Pp.

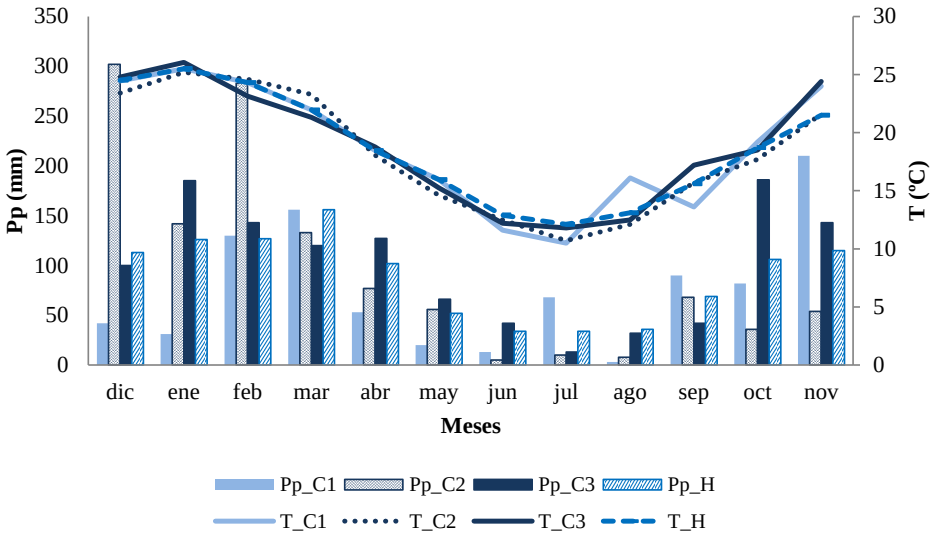


Figura 1: Precipitaciones (Pp, en mm) y temperaturas medias (T, en ºC) registradas en la localidad de Esperanza (Santa Fe) durante las campañas 2008/2009 (C1), 2009/2010 (C2), 2010/2011 (C3) y registros históricos (H).

En soja, el déficit hídrico marcado en la C1 afectó gran parte del período vegetativo y el período de llenado de granos. Durante la C2 las grandes lluvias acumuladas y la favorable distribución resultaron ventajosas para la producción del cultivo. En la C3 las precipitaciones durante los meses de noviembre y diciembre fueron escasas; sin embargo, hubo

muy buenas condiciones hídricas durante los meses de enero y febrero. Finalmente, se presentaron condiciones de estrés hídrico que afectaron el normal crecimiento del cultivo.

En trigo, para la C1 podemos decir que a pesar de las Pp favorable en los últimos días de octubre se registraron temperaturas máximas por encima de los 36 ºC que incidió negativamente en la etapa de llenado efectivo del grano. En la C2 las lluvias durante el inicio del otoño fueron escasas, pero debido a los elevados registros estivales las reservas edáficas a la siembra fueron muy buenas (239 a 256 mm de agua útil hasta 1,6 m de profundidad). Esta situación permitió que, a pesar de la escasez de las lluvias durante los meses de invierno, no se manifiesten síntomas de estrés hídrico. Para la C3 las lluvias de fin del verano y otoño permitieron una buena reserva de agua útil en el perfil. Desde antesis en adelante las lluvias fueron buenas, permitieron recomponer las reservas y llegar al fin del ciclo con buena disponibilidad hídrica. Esto último no se tradujo en mayores rendimientos con respecto a las campañas anteriores.

Cambios en las propiedades físicas del suelo e impacto sobre el rendimiento

En la Figura 2 se muestran los cambios a través del tiempo y según la secuencia de cultivos S-T/S-T/S-T de las variables de suelo Ds, RP y Pa superficial (0-7 cm) y profunda (8-13 cm). Los suelos que fueron descompactados con paratill (d) incrementaron con el transcurso del tiempo la Ds y la RP y disminuyeron el % Pa, tanto superficial como en profundidad. Este efecto fue más marcado desde S_C1 (2008) hasta T_C2 (2010) (a dos años del pasaje del paratill), para luego, a partir de S_C3 (2010/2011) presentar cierta estabilidad hasta el final del ensayo. En tanto que, los suelos sd mostraron estabilidad en los valores de Ds, RP y Pa superficial y profunda en los primeros años, con tendencia de mejora al final del ensayo.

Desde la C1 a la C3 la Ds superficial y profunda en los tratamientos d aumentó un 7,44 y 3,82 %; mientras que, en los sd disminuyó un 2,21 y 4,17 %, respectivamente. Desde la C1 hasta el final del ensayo la Ds llegó a valores similares entre d y sd, por lo cual la residualidad de la descompactación del suelo con paratill no se manifestó.

Con respecto a la RP superficial y profunda en los suelos d aumentó un 46,0 y 22,5 % y, en los sd disminuyó un 1,30 y 13,2 %. Al finalizar el ensayo, los valores de RP en d (superficial y profunda) fueron un 27,3 y 21,7% inferiores con respecto a los sd, manifestándose el efecto residual de la descompactación. Esto podría deberse al efecto de las raíces del trigo sobre el suelo en la secuencia trigo/soja. Gerster *et al.* (2010) encontraron que, tanto la inclusión de gramíneas en la secuencia como la descompactación mecánica, disminuyeron la RP, manteniéndose el efecto residual hasta 3 años después de realizada la labor, sin encontrar efectos directos o residuales de la descompactación sobre el rendimiento del cultivo de soja.

Los tratamientos d presentaron desde S_C1 los mayores valores de Pa superficial y profunda, para ir disminuyendo a través del tiempo en un 21,7 y 18,2 % al final del ensayo. Las cifras de Pa superficial obtenidas no llegaron a ser limitantes según los valores críticos citados por Stirzaker (1996), quien considera adecuado un valor de 13% de Pa y, más recientemente por Kay*et al.* (2006) e Imhoff *et al.* (2010), quienes indicaron valores cercanos o mayores a 15 %. En tanto que, la Pa profunda en los suelos sd fue limitante considerando los umbrales citados anteriormente.

El incremento dela Pa juega un papel preponderante para el desarrollo del sistema radical de los cultivos. La densidad radical del cultivo de trigo pudo determinar la existencia de bioporos. La formación de estos bioporos en suelos compactados ha sido bien documentada por Williams & Weis (2004) y Sasal & Andriulo (2005) y, su liberación, al descomponerse las raíces originarias, explicaría la disminución de la RP y el aumento en la Pa profunda.

Tanto en trigo como en soja, el Rto presentó diferencias entre campañas (en trigo p= < 0,0001; en soja p= < 0,0001). Coincidiendo con lo reportado en la descripción de las características ambientales, la C2 se destacó por los altos rendimientos alcanzados. El rendimiento para la C2 (C2 vs. C1 y C3) fue un 30,6 y 104,5 % superior, para trigo y soja, respectivamente.

Al analizar el efecto producido por el paso de paratill se encontró un incremento significativo en el Rto de trigo (p= 0,0257) y soja (p= 0,0078) en las parcelas d. En promedio de las tres campañas el trigo aumentó un 4,93 % su Rto; mientras que en soja fue de 11,3 %.Estos datos concuerdan con varios autores quienes argumentaron un aumento del Rto debido a la descompactación profunda dada por el paratill (Azooz*et al.*, 1995; Martino, 1998; Bonel*et al.*, 2005; Bonel & Montico, 2007).

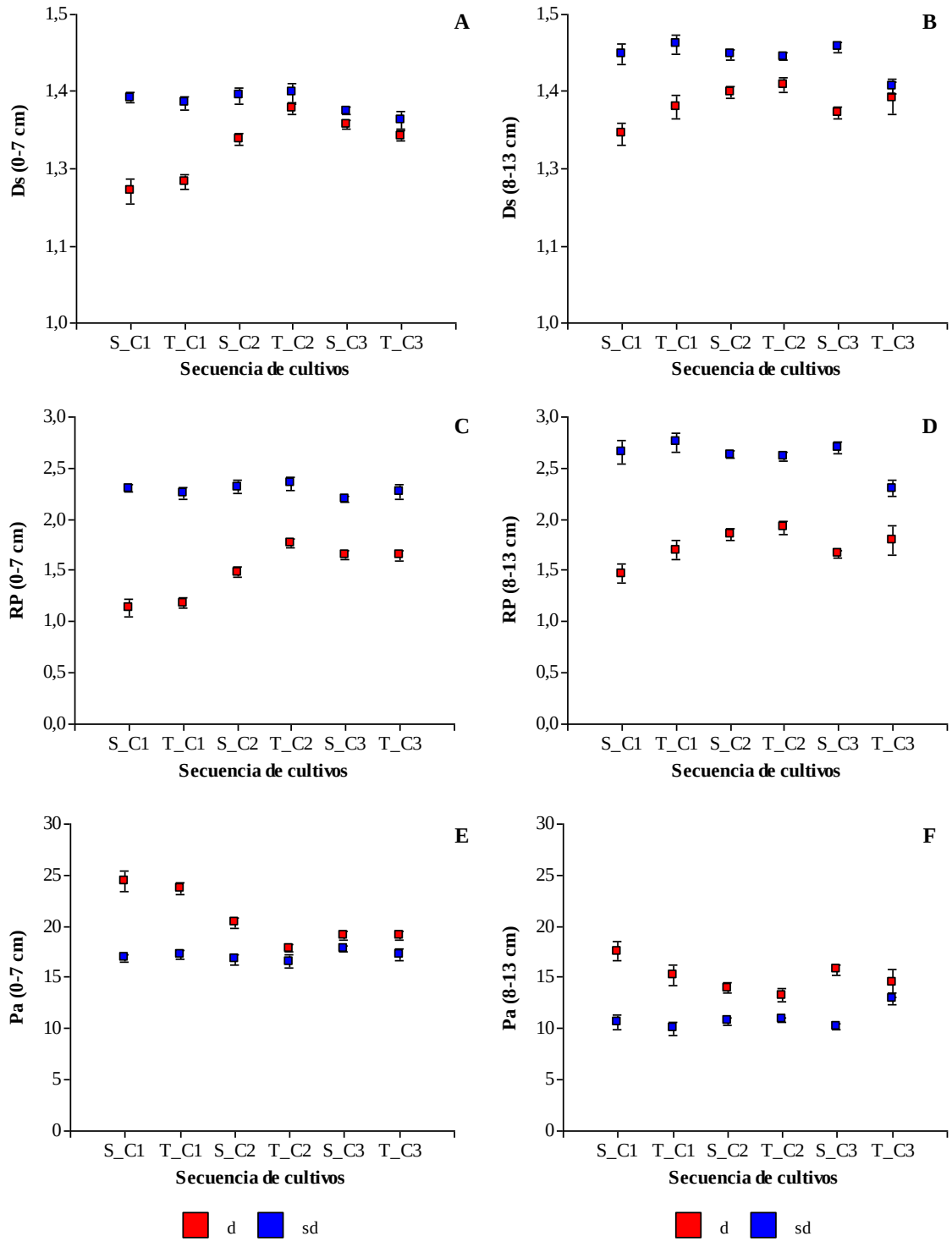


Figura 2: Evolución en el tiempo de la densidad del suelo (Ds –g cm^{-3}-, A y B), la resistencia a la penetración (RP –Mpa-,C y D) y la porosidad de aireación (Pa -%-, E y F) superficial (0-7 cm) y profunda (8-13 cm) según nivel de compactación del suelo (d= descompactado y sd= sin descompactar) en la secuencia de cultivos soja-trigo/soja-trigo/soja-trigo durante las campañas 2008/2009 (C1), 2009/2010 (C2) y 2010/2011 (C3).

CONCLUSIONES

La descompactación fue efectiva y se observó el efecto residual a través de la variable de suelo RP, la cual mantuvo diferencias significativas al final del ensayo con respecto a los suelos sd. Dichos tratamientos -sd- mostraron una tendencia de mejora subsuperficial en los valores de Ds y RP, lo que podría deberse al efecto de las raíces del cultivo de trigo sobre el suelo en la secuencia trigo/soja. El rendimiento logrado por el cultivo se mejoró en las condiciones de

descompactación. El efecto ocasionado por las variaciones entre años (precipitaciones en cultivos de secano) influye directamente en el Rto final logrado.

BIBLIOGRAFÍA

- Azooz, R.H.; B. Loweru& T. Daniel. 1995. Tillage and residue management influence on corn growth. Soil Till. Res. 33: 215-227.
- Blake, G.R. & K.H. Hartge.1986. Bulk density (pp.: 363-375). In: A. Klute (ed.). Methods of soil analysis: physical and mineralogical methods. Ed. America Society of Agronomy. Madyson.
- Bonel, B. & S. Montico. 2007. Las posibilidades del escarificado en suelos del sur de Santa Fe. Agromensajes. 21 (4): 26-36.
- Bonel, B.; S. Montico; G. Sponda& N. Spurino. 2005. Descompactación del suelo mediante el uso de escarificadores en Argiudoles típicos del sur de Santa Fe (pp.: 1-11). En: D. Jorajuría (ed.). Reología de suelos bajo tráfico. Ed. EDULP. La Plata, Buenos Aires, Argentina.
- Botta, G.F.; D. Jorajuría; R. Balbuena; M. Ressia; C. Ferrero; H. Rosatto& M. Tourn. 2006. Deep tillage and traffic effects on subsoil compaction and sunflower (Heliantusannus L.) yields. Soil Till. Res. 91: 164-172.
- Busscher, W. J. 1990. Adjustment of flat-tipped penetrometer resistance data to a common water content. Transaction ASAE. 33:519-524.
- Ferreras, L.A.; J.J. De Battista; A. Ausilio & C. Pecorari. 2001. Parámetros físicos del suelo en condiciones no perturbadas y bajo laboreo. Pesq. Agrop. Bras. 36 (1): 161-170.
- Gerster, G.; S. Bacigaluppo; M. Bodrero& F. Salvagiotti. 2010. Secuencia de cultivos, descompactación mecánica y rendimiento de soja en un suelo degradado de la región pampeana. Para Mejorar la Producción. 45: 55-59.
- Ghiberto, P.J.; M.A. Pilatti; S. Imhoff& J.A. Orellana. 2007. Hydraulic conductivity of molisolls irrigated with sodio-bicarbonated waters in Santa Fe (Argentine). Agric. Water Manag. 88: 192-200.
- Glinski, J. & J. Lipiec. 1990. Soil Physical Conditions and Plant Roots. CRC Press Inc. Boca Ratón, Florida, USA. 250 p.
- Gupta, S.C. & R.R. Allmaras. 1987. Models to assess the susceptibility of soils to excessive compaction. Adv. Soil Sci. 6: 65-100.
- Hakansson, I. & W.B. Voorhees. 1998. Soil compaction (pp.: 167-179). In: R. Lal et al. (eds.). Methods for assessment of soil degradation. Lewis Publishers. Boca Raton.
- Hamza, M.A. & W.K. Anderson. 2005. Soil compaction in cropping systems. A review of the nature, causes and possible solutions. Soil Till. Res. 82: 121-145.
- Imhoff, S.; P.J. Ghiberto; A. Grioni& J.P. Gay. 2010. Porosity characterization of Argiudolls under different management systems in the Argentine Flat Pampa. Geoderma. 158: 268-274.
- Jorajuría, D. & L. Draghi. 1997. The distribution of soil compaction with depth and the response of a perennial forage crop. J. Agric. Eng. Res. 66: 261-265.
- Kay, B.D.; M.A. Hajabbasi; J. Ying & M. Tollenaar. 2006. Optimum versus non-limiting water contents for root growth, biomass accumulation, gas exchange and the rate of development of maize (Zea mays L.). Soil Till. Res. 88: 42-54.
- Klute, A. 1986. Water retention: laboratory methods (pp.: 635-660). In: A. Klute (ed.). Methods of Soil Analysis: physical and mineralogical methods. Ed. Am. Soc. Agron. Madison. USA.
- Martino, D.L. 1998. Manejo de restricciones físicas del suelo en sistemas de siembra directa. In: Ph.D. Thesis. Alleviation of soil physical constraints in direct-seeding systems in Uruguay. University of Manitoba, Manitoba, Canadá. 22 p.
- Pilatti, M.A.; S. Imhoff; P.J. Ghiberto& R.P. Marano. 2006. Changes in some physical properties of Molisoll induced by supplemental irrigation. Geoderma. 33: 431-443.
- Sasal, M.C. & A. Andriulo. 2005. Cambios en la porosidad edáfica bajo siembra directa por la introducción de Raphanussativus L. (nabo forrajero). R.Cient.Agrop. 34: 131-150.
- Spoor, G. 2006. Alleviation of soil compaction: requirements, equipment and techniques. Soil Use Manage. 22: 113-122.
- Stirzaker, R.J.; J.B. Passioura& Y. Wilms. 1996. Soil structure and plant growth: Impact of bulk density and biopores. Plant Soil. 185: 151-162.
- Williams, S. & R. Weil. 2004. Crop cover root channels may alleviate soil compaction effects on soybean crop. SoilSci. Soc. Am. J. 68: 1403-1409.

C1P31. ESTABILIDAD DE AGREGADOS COMO INDICADOR DE CALIDAD EN SISTEMAS NATURALES Y CULTIVADOS DEL CHACO SECO

Irigoyen Urinovsky, Kevin.; Arzuaga, Silvia A; Contreras Leiva, Stella M. y Toledo, Diana M.

Cátedra de Edafología, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Nordeste. Sargento Cabral 2131, 3400 Corrientes.
E-mail: marcelatoledo94@homail.com

RESUMEN

El estudio de la estabilidad de los agregados (EA) es importante para entender el efecto de los factores externos sobre el suelo, en particular los de origen antrópico y para prever las modificaciones de su funcionamiento y el efecto resultante sobre la calidad física del suelo. La USDA considera que la EA es un indicador del contenido de materia orgánica, de la actividad biológica y del ciclado de nutrientes en el suelo, como así también que los agregados mayores (> 2-5 mm) son más sensibles a los efectos del manejo sobre la MO y al uso del suelo, siendo un mejor indicador. El porcentaje de agregados estables al agua indica la cantidad que resiste la perturbación por agua que fluye, donde mayores cantidades de agregados estables indican una mejor calidad física del suelo. El objetivo del trabajo fue evaluar la estabilidad de agregados como indicadora de calidad física en Molisoles del Chaco semiárido bajo sistemas naturales y agrícolas con labranza cero (SD). En Molisoles con un diseño de muestreo completamente al azar, se seleccionaron dos tratamientos: bosque nativo (BN) y cultivo anual bajo labranza cero y rotaciones frecuentes en la zona: soja-maíz, soja-algodón (SD). El área de estudio se encuentra en la Eco-región del Chaco Seco entre las isohietas de 800 a 900 mm. Se seleccionaron 9 lotes por tratamiento y se tomaron muestras de suelo a dos profundidades: 0-0,05 m y 0,05-0,10 m. Las variables analizadas fueron densidad aparente (Da), estabilidad de agregados (EA), humedad equivalente (HE) así como también limo + arcilla y pH. Los datos obtenidos fueron analizados mediante ANOVA y una Prueba de LSD ($P<0,05$) para la comparación de medias entre tratamientos. Los suelos resultaron neutros, de textura franco-arcillo-arenoso. El uso agrícola con labranza cero produjo una densificación del suelo en las dos profundidades estudiadas ($P<0,0014$) y ($P< 0,0001$). Así mismo afectó la EA, la cual disminuyó un 24% respecto a la condición original (BN) para los primeros 0,05 m, y un 33 % para la siguiente profundidad de 0,05-0,10 m ($P<0,0007$; $P<0,0001$). La capacidad del suelo para retener agua también disminuyó aunque las diferencias significativas solo se presentaron para la primera profundidad ($P<0,032$). El uso del suelo bajo SD provocó cambios desfavorables en las propiedades físicas como aumento de la densidad aparente, y disminución de la EA, manifestando degradación física por el uso del suelo. Esto revela la necesidad de adoptar manejos alternativos de suelo para evitar la pérdida de calidad edáfica y la capacidad productiva a largo plazo.

Palabras clave: Uso del suelo, Molisoles, estabilidad estructural

C1P32. DISTRIBUCIÓN DE LAS FRACCIONES ORGÁNICAS Y DISPONIBILIDAD DE NITRÓGENO EN UN SUELO DEL SUDESTE BONAERENSE

Landriscini, María R.[1]; Galantini, Juan A.[2]; García, Ramiro[3] y Forján, Horacio[4]

[1]Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida (CERZOS),Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS) – CONICET, Bahía Blanca, Argentina;[2]Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida (CERZOS), Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS) - Comisión de Investigaciones Científicas (CIC), Pcia. Bs.As.; [3]Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS); [4]Chacra Experimental Integrada Barrow-INTA.

San Andrés 800. 8000 Bahía Blanca. Argentina. mlandris@criba.edu.ar

RESUMEN

El uso continuado de los suelos con prolongación de los ciclos agrícolas, la utilización de labranzas y la inclusión de cultivos estivales, hace necesario determinar el grado de estabilidad del carbono orgánico (CO) acumulado y de las fracciones con diferente grado de labilidad. El ensayo de larga duración fue conducido en la Chacra Experimental Integrada Barrow, donde se evaluaron cinco secuencias de cultivos, alternando leguminosas, oleaginosas y gramíneas, con dosis de N y labranza convencional. Los objetivos fueron: i) determinar el efecto de la rotación de cultivos y de la fertilización sobre las fracciones orgánicas de C, ii) medir el Índice de Recalcitrancia (IR) de estas fracciones, iii) evaluar la labilidad del C a través de las relaciones entre las diferentes fracciones de C y iv) establecer la relación entre la fracción lábil de C y la capacidad de aportar N. Se usó la técnica de la hidrólisis ácida para separar las fracciones lábiles y recalcitrantes y medir el IR. Los distintos cultivos aportaron diferentes cantidades de residuos al suelo ocasionando que cada sistema se comporte diferente a la aplicación de N con niveles semejantes de CO. Las secuencias con leguminosas y gramíneas, maíz-trigo, presentaron los mayores porcentajes de la fracción más lábil de C (carbono orgánico particulado fino, COPf), con 20% de labilidad respecto a las fracciones no lábiles (más recalcitrantes). Los cultivos de verano en la rotación (soja-trigo), cuyos residuos presentaron menores relaciones C:N, y donde la mineralización del C no sería compensada con el mayor aporte de residuos, podría asociarse a una mayor suceptibilidad a la degradación química. El N potencialmente mineralizable incubado anaeróbicamente (NAN), se asoció a la porción de C lábil más abundante en el suelo. La fertilización nitrogenada, asociada al C lábil del suelo, aportaría N potencialmente mineralizable al sistema y disponible para el cultivo.

Palabras clave: Carbono orgánico, Nitrógeno mineralizable, secuencias de cultivos

INTRODUCCIÓN

El uso de la tierra resulta en un rápido descenso del carbono orgánico (CO) del suelo (Davidson & Ackerman, 1993) y estas pérdidas se han atribuido mayormente a la reducción de las entradas de materia orgánica (MO), al aumento de la descomposición de residuos de cosecha y a la disminución de la protección física con las labranzas (Jiang *et al*., 2011). La capacidad de medir la cantidad de C acumulado en los suelos en sus diferentes fracciones es crucial para entender el ciclado de los ecosistemas terrestres (Ellert *et al*., 2001).

En el CO del suelo se pueden encontrar fracciones con diferente grado de labilidad y una fracción estable o resistente. Las fracciones lábiles son fácilmente mineralizables, con rápido tiempo de renovación (Krull *et al*., 2003), y la estable sería la persistente en el suelo en escala de decenas de años (Baisden & Amundson, 2003; Bruun *et al*., 2007). Esta fracción resistente se puede definir como la que se pierde lentamente luego del cultivo del suelo y que aumenta proporcionalmente a medida que el CO total disminuye. Las fracciones orgánicas lábiles son más sensibles a los efectos del uso de la tierra, y pueden utilizarse como indicadores tempranos del efecto de la rotación de cultivos, de la fertilización o del sistema de labranza sobre la calidad del suelo (Haynes, 2000; Six *et al*., 2002). La facilidad con que se descomponga (o labilidad) de cada uno de estos compartimentos dependerá de la composición química, de la relación C:N, del estado de humificación y de su posición dentro de la matriz del suelo (Goldchin *et al*., 1995). La variación de las fracciones lábiles será muy difícil de detectar si se analiza el total de MO del suelo, ya que si bien representan la parte más activa sólo son una pequeña parte del total. La MO del suelo está estrechamente ligada a la capacidad del suelo de mineralizar N, debido a esto el N incubado anaeróbico (NAN) o N potencialmente mineralizable, se usa como una alternativa rápida y precisa para estimar la capacidad del suelo de mineralizar N y su relación con las fracciones particuladas (Studdert *et al*., 2017).

Los métodos de fraccionamiento físico separan fracciones orgánicas con diferente labilidad: muy lábiles como el Carbono Orgánico Particulado (COP) y el más resistente, que es el Carbono Orgánico asociado a la fracción Mineral (COM) (Galantini & Suñer, 2008). Autores como Pandey *et al.* (2014) se refieren a la recalcitrancia química como la resistencia del suelo a las pérdidas bajo tratamientos químicos específicos. Uno de ellos, la hidrólisis ácida con HCl (Plante *et al*., 2006), es un procedimiento común para obtener las fracciones lábiles y recalcitrantes del suelo.La fracción no hidrolizable representa la fracción recalcitrante y su tamaño respecto al C total del suelo se denomina "Índice de Recalcitrancia" (IR) (Rovira & Vallejo, 2002).Estos mismos autores argumentaron que el IR puede utilizarse como indicador global de la calidad y estabilidad del CO del suelo. También se han propuesto relaciones entre el CO humificado y no humificado, para evaluar la labilidad y la calidad del suelo (Blair *et al*., 1995). Son indicadores tempranos de cambios en la calidad dados por el sistema de labranza.

Los cambios del CO asociado a la fracción mineral (COM) con el paso del tiempo no van a ser iguales que los ocurridos con la fracción recalcitrante (COR). En un suelo de la región pampeana, se plantearon como objetivos, i) determinar el efecto de la rotación de cultivos y de la fertilización con N sobre las fracciones orgánicas de C, ii) medir el IR de estas fracciones obtenido por hidrólisis ácida, iii) evaluar la labilidad del C a través de las relaciones entre las diferentes fracciones de C y iv) establecer la relación entre las fracciones de C y la capacidad de aportar N.

MATERIALES Y MÉTODOS

El sitio experimental está ubicado en la Chacra Experimental Integrada Barrow (38º20`S – 60º13`W) en el centro-sur bonaerense de Argentina. El ensayo "*agricultura permanente con labranza*" comenzó en 1994 con 5 secuencias de cultivos con diferentes proporciones de cultivos de fina/gruesa (Forjan *et al*., 2012). Las muestras de suelo se obtuvieron en el año 2015, sobre un suelo Paleudol Petrocálcico a una profundidad de 20 cm, siguiendo un diseño experimental en 3 bloques completos. Se empleó labranza convencional con cultivador en la etapa final, obedeciendo a los cambios productivos ocurridos en la región. Las secuencias evaluadas fueron: 1-T/M; 2-T/G; 3-T/S; 4- T/T/G y 5- T/M/S. (T: Trigo – M: Maíz – G: Girasol – S: Soja). Para T y M se fertilizó a la siembra con la dosis promedió de 80 kg ha^{-1} de fosfato diamónico (PDA) y para las oleaginosas 40 kg ha^{-1} (G) y 70 kg ha^{-1} (S) de PDA también a la siembra. En todos los casos se realizó un posterior aporte de 70 y 140 kg N ha^{-1} en forma de urea. En la fecha de muestreo las secuencias 1, 2 y 3 tenían trigo y el resto se encontraba en barbecho.

Las muestras de suelo fueron secadas al aire y tamizadas por 2 mm. A partir de éstas se realizó el fraccionamiento por tamaño de partícula (Duval *et al*., 2013). En cada fracción de suelo y en el suelo entero, se determinó el CO total (COT) por combustión seca a 1500ºC, con analizador automático LECO C Analyser. Las fracciones obtenidas fueron las siguientes: COPg (tamaño de partícula entre 2000 y 105 µm), COPf (105-53 µm) y COM (< 53 µm). El suelo de la fracción fina (FF) se sometió a hidrólisis ácida de acuerdo al método descrito por Paul *et al*. (1997). Se asumió que esta fracción no hidrolizada contiene solamente la porción recalcitrante del suelo.

El grado de recalcitrancia se expresó como Índice de Recalcitrancia,IR (%) = C no hidrolizado (COR)/COT * 100.

La labilidad del C (LC) se calculó dividiendo el contenido de C lábil (COPg+COPf) con el COT (Duval, *et al*., 2016) y se agregó la relación (COPg+COPf) con el COR

La determinación de NAN se realizó sobre las muestras de suelo con el método de la incubación corta a 40ºC durante 7 días (Waring & Bremner, 1964). La determinación del $N\text{-}NH_4$ liberado durante la incubación se determinó siguiendo la técnica de Mulvaney (1996).

El efecto de las variables rotación, fertilización y su interacción, se evaluó mediante ANOVA. Cuando existieron diferencias entre tratamientos, se calculó la diferencia mínima significativa (DMS) con un nivel de probabilidad de $p<0,05$.Los análisis se realizaron utilizando el software estadístico INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2013).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Carbono Orgánico y sus fracciones

Las cinco secuencias evaluadas presentaron niveles de COT similares (2,1- 2,4 %). La fertilización nitrogenada y la secuencia de cultivos mostraron interacción significativa, lo que indicaría que no hubo una tendencia clara de cada

sistema a la aplicación de N. Las distintas combinaciones de cultivos aportan diferentes cantidades de residuos al suelo. En el caso de la secuencia a base de gramíneas, M-T,la mayor frecuencia de cultivos con mayor volumen de rastrojo (datos no mostrados), condujo a mayores valores de CO del suelo y mayor eficiencia a la fertilización. En cambio la secuencia G-T, con menor volumen de rastrojos fue la de menor respuesta a la fertilización (Tabla 1 y Figura 1).En la rotación de leguminosa y gramínea (S-T), la menor acumulación de residuos con baja relación C:N (Tabla 2) y su rápida descomposición con la labranza convencional ocasionaron los menores niveles de CO del suelo, no mostrando diferencias con bajas dosis de N. El resto de las secuencias mostraron leves tendencias de aumento de los niveles de CO con 70 kg de N ha^{-1}.

Tabla 1: Carbono Orgánico total, carbono orgánico particulado grueso, fino y mineral en 5 secuencias de cultivos y tres niveles de fertilización con N.

	Dosis N, kg ha^{-1}			x	Dosis N, kg ha^{-1}			x
Rotación	0	70	140		0	70	140	
	COT, %				COPg, %			
M-T	2,30bA	2,32bAB	2,56aA	2,39	0,11	0,14	0,14	0,13A
G-T	2,44aA	2,47aA	2,35aAB	2,44	0,07	0,12	0,13	0,11B
S-T	2,19aA	2,09aB	2,15aB	2,15	0,10	0,09	0,08	0,09B
G-T-T	2,34aA	2,45aAB	2,35aAB	2,38	0,09	0,09	0,11	0,10B
M-S-T	2,40aA	2,44aAB	2,46aAB	2,43	0,08	0,09	0,10	0,09B
x	2,35	2,35	2,38		0,09b	0,11a	0,11a	
	COPf, %				COM, %			
M-T	0,32	0,25	0,30	0,32A	1,55	1,57	1,74	1,62A
G-T	0,30	0,31	0,29	0,30A	1,70	1,63	1,72	1,68A
S-T	0,27	0,25	0,24	0,25A	1,56	1,59	1,48	1,54A
G-T-T	0,33	0,36	0,29	0,33A	1,56	1,59	1,58	1,58A
M-S-T	0,28	0,32	0,30	0,30A	1,62	1,70	1,73	1,68A
x	0,30a	0,32a	0,28a		1,60a	1,62a	1,65a	

Letras mayúsculas diferencia estadística (p< 0,05) entre secuencias de cultivos; letras minúsculas diferencias estadísticas entre dosis de fertilizante.

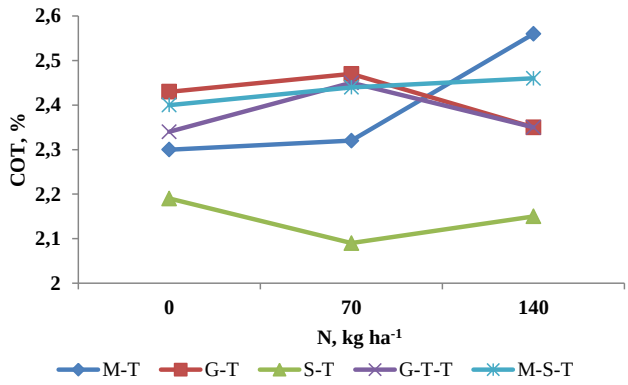


Figura 1: Carbono Orgánico total del suelo en cinco secuencias de cultivos.

En el caso del COPg, nuevamente la secuencia M-T mostró los mayores valores diferenciándose estadísticamente de las demás (Tabla 1). La fertilización nitrogenada aumentó significativamente el COPg en todas las secuencias, debido a la presencia de residuos de los cultivos de diferente cantidad y calidad.

El COPf y COM no mostraron cambios debidos a la fertilización ni a las diferentes secuencias de cultivos, siendo fracciones menos sensibles a los cambios de manejo en el corto o largo plazo.

La fracción más resistente del COM, el COR, no mostró cambios debido al manejo con fertilizantes ni con las diferentes secuencias de cultivos. Esto confirma que esta fracción estaría formada por moléculas orgánicas más resistentes a la degradación, las que resultan estables en el tiempo y pueden ser consideradas como la mínima cantidad de carbono que puede almacenar el suelo (Tabla 3). El IR se comportó de manera semejante, con valores superiores, aunque no

estadísticos, para la secuencia S-T. En este caso la presencia de cultivos de verano, cuyos residuos presentan menores relaciones C:N, y donde la mineralización del C no será compensada con el mayor aporte de residuos, podría asociarse a una mayor suceptibilidad a la degradación química.

Tabla 2: Relación C:N en un suelo entero y sus fracciones, con cinco secuencias de cultivos.

RelaciónC:N

Secuencias	SueloEntero	Frac. Part. Gruesa	Frac. Part. Fina	Frac. Mineral	Frac. Recalcitr.
M-T	11,1	7,9	10,8	10,1	18,2
G-T	11,0	5,4	10,5	10,3	19,5
S-T	10,4	15,8	10,8	9,6	20,5
G-T-T	10,7	15,0	9,7	9,7	18,5
M-S-T	10,5	6,1	9,3	9,8	19,4

Tabla 3: Carbono Orgánico Recalcitrante e Índice de Recalcitrancia de C en cinco secuencias de cultivos y tres niveles de fertilización con N.

	Dosis N, kg ha^{-1}				Dosis N, kg ha^{-1}			
Rotación	0	70	140	x	0	70	140	x
	COR, %				IR, %			
M-T	1,29	1,28	1,38	1,32A	56,5	55,0	53,9	55,1A
G-T	1,52	1,36	1,45	1,44A	62,5	54,9	61,3	59,6A
S-T	1,39	1,32	1,35	1,35A	63,3	62,9	62,7	63,0A
G-T-T	1,32	1,39	1,27	1,33A	56,4	56,6	53,8	55,6A
M-S-T	1,36	1,43	1,53	1,44A	56,1	58,3	62,0	58,8A
x	1,37a	1,36a	1,40a		59,0a	57,5a	58,7a	

Letras mayúsculas diferencia estadística (p< 0,05) entre secuencias de cultivos; letras minúsculas diferencias estadísticas entre dosis de fertilizante.

En la Tabla 4 se presentan los valores de la labilidad del C para cada una de las secuencias de cultivos. Para la relación Carbono Lábil/COT, los valores oscilaron entre 18 y 22%, datos similares a los encontrados por Toledo *et al*., (2013), en suelos de Misiones. Estos porcentajes indicarían que del total del carbono del suelo, alrededor del 20% correspondería a la fracción activa, la cual participa en el aporte de nutrientes a corto plazo. La rotación M-T mostró los valores más elevados y las dos secuencias con soja, los menores estadísticamente.

Cuando se usó el %COR (fracción no lábil) en el cálculo, los valores de LC fueron más elevados.Se detectaron diferencias estadísticas entre secuencias, indicando que en la secuencia M-T el carbono lábil fue un 35% del COR o fracción resistente no lábil. Como ya se informó, el %COR no fue sensible a las secuencias, por lo que las diferencias se asociarían a la fracción lábil del C. En este caso, los cultivos de gramíneas aportarían mayor cantidad de residuos que actuarían como protectores de la mineralización rápida del suelo. En contrapartida las dos secuencias con soja dieron los menores valores, entre 25 y 28%, indicando que los residuos de soja probablemente favorecieron la descomposición de residuos.

Carbono Orgánico y su relación con el NAN

En la Figura 2, las regresiones de segundo orden, mostraron que el NAN varió de manera directa con los niveles de COPf en los suelos fertilizados con N. En el caso de las parcelas con aplicación de 140 kg N ha^{-1}, se observó un mejor ajuste (R^2= 0,64) que para el caso de las parcelas fertilizadas con 70 y 140 kg N ha^{-1} (R^2= 0,50), en ambos casos altamente significativos. El resto de las fracciones de C no mostraron ninguna tendencia definida. La fertilización con N y la consecuente acumulación de residuos, tendrán por ende un impacto positivo sobre la disponibilidad de N a las plantas. En este caso en particular, el N potencialmente mineralizable se asoció estrechamente a la porción de C lábil más abundante en el suelo.

Tabla 4: Labilidad del carbono (LC) en cinco secuencias de cultivos y tresniveles de fertilización con N.

	Dosis N, kg ha^{-1}			x	Dosis N, kg ha^{-1}			x
Rotación	0	70	140		0	70	140	
	COPg+f/COR, %				COPg+f/COT, %			
M-T	33,7	38,9	32,5	35,0A	21,6	24,0	20,4	22,0A
G-T	25,1	31,3	29,1	28,5BC	18,3	20,7	19,7	19,6BC
S-T	26,3	25,8	23,9	25,3C	19,0	17,6	17,9	18,1C
G-T-T	32,2	32,6	31,8	32,2AB	21,4	22,0	20,1	21,2AB
M-S-T	28,1	29,0	26,4	27,8C	18,6	19,5	18,9	19,0C
x	29,1a	31,5a	28,8a		19,8a	20,7a	19,4a	

Letras mayúsculas diferencia estadística (p< 0,05) entre secuencias de cultivos; letras minúsculas diferencias estadísticas entre dosis de fertilizante.

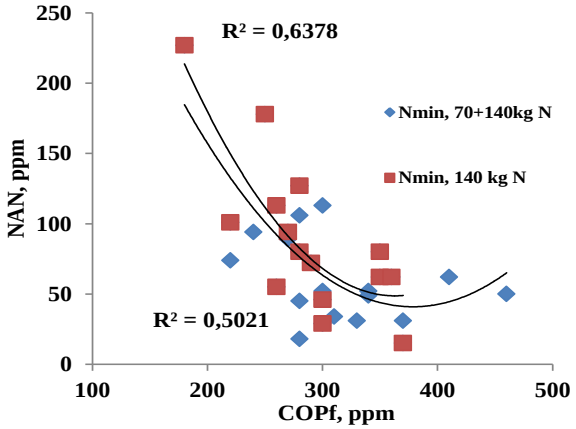


Figura 2: Relaciones entre el nitrógeno incubado anaeróbico (NAN) y el carbono orgánico particulado grueso (COPg) en cinco secuencias de cultivo con 70 y 140 kg N ha^{-1}

CONCLUSIONES

La fertilización nitrogenada y la secuencia de cultivos a base de gramíneas y leguminosas no modificaron los niveles del carbono orgánico del suelo. La inclusión de soja como cultivo de verano, cuyos residuos presentan menores relaciones C:N, y más rápida con mayor mineralización, podría asociarse a una mayor suceptibilidad a la degradación química. Contrariamente, la secuencia con gramíneas presentó mayor labilidad de C debido a que estos cultivos aportarían mayor cantidad de residuos con más alta relación C:N. El C lábil aportaría N potencialmente mineralizable para los cultivos, principalmente en los suelos fertilizados.

BIBLIOGRAFÍA

- Baisden, WT & R Amundson. 2003. An analytical approach to ecosystem biogeochemistry modeling. Ecol. Applic. 13: 649-663.
- Blair, GJ; RDB Lefroy& L Lisle. 1995. Soil carbon based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index, for agricultural systems. Aust. J. Agric. Res. 46: 1459-1466.
- Bruun, S; IK Thomsen; BT Christensen & LS Jensen. 2007. In search of stable soil organic carbon fractions: a comparison of methods applied to soils labeled with ^{14}C for 40 days or 40 years. Eur. J. Soil Sci. 59: 247-256.
- Davidson, EA & L Ackerman. 1993. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. Biogeochemistry 20: 161-193.
- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L González; M Tablada & CW Robledo. 2013. InfoStat versión 2013. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. Argentina.
- Duval, ME; JA Galantini; JO Iglesias; S Canelo; JM Martínez & L Wall. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. Soil Tillage Res. 131: 11-19.
- Duval, ME; JA Galantini; JM Martínez&JO Iglesias.2016. Comparación de índices de calidad de suelos agrícolas y naturales basados en el carbono orgánico. Ci. Suelo 34: 197-209.

- Ellert, BH; HH Janzen & BG McConkey. 2001. Measuring and comparing soil carbon storage. In: R Lal; J Kimble; R Follett & B Stewart (eds). AssessmentMethodsforSoil Carbon. Lewis. Publishers. Pp. 131-146.
- Forján, HJ; ML Mando & M Zamora. 2012. Evolución del contenido de materia orgánica en rotaciones agrícolas. XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata, Argentina.
- Galantini, JA & LG Suñer. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis de los suelos de Argentina. Agriscientia 25: 41-55.
- Golchin, A; P Clarke, JM Oades& JO Skjemstad. 1995. The effects of cultivation on the composition of organic-matter and structural stability of soils. Aust. J. Soil Res. 33: 975 – 993.
- Haynes, RJ. 2000. Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand. Soil Biology & Biochemistry 32: 211-219.
- Jiang, X; AL Wright; J Wang & Z Li. 2011. Long-term tillage effects on the distribution patterns of microbial biomass and activities within soil aggregates. Catena 87: 2762-80.
- Krull, ES; JA Baldock& JO Skjemstad. 2003. Importance of the analyses for modelling carbon turnover. Funct. Plant Biol. 30: 207-222.
- Mulvaney, RL, et al., 1996. Nitrogen-Inorganic forms. In: Sparks, D.L. (Ed.), Methods of Soil Analysis Part 3. Chemical Methods. ASA and SSSA, Madison, Wi, pp. 1123-1184.
- Pandey, D; M Agrawal; JS Bohra; TK Adhya& P Bhattacharyya. 2014. Recalcitrant and labile carbon pools in a sub-humid tropical soil under different tillage combinations: A case study of rice–wheat system. Soil Tillage Res 143: 116-122.
- Paul, EA; RF Follett; SW Leavitt; A Halvorson; GA Peterson & DJ Lyon. 1997. Radiocarbon dating for determination of soil organic matter pool sizes and dynamics. Soil Sci. Soc. Am. J. 61: 1058-1067.
- Plante, AF; RT Conant; EA Paul; K Paustian& J Six. 2006. Acid hydrolysis of easily dispersed and microaggregate- derived silt- and clay-sized fractions to isolate resistant soil organic matter.Eur. J. Soil Sci. 57: 456-467.
- Rovira, P & VR Vallejo. 2002. Labile and recalcitrant pools of carbon and nitrogen in organic matter decomposing at different depths in soil: an acid hydrolysis approach. Geoderma 107: 109-141.
- Six, J; RT Conant; EA Paul & K Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. Plant Soil 241: 155–176.
- Studdert, GA; MN Domingo; GV García & MG Monterubbianesi. 2017. Carbono orgánico del suelo bajo sistemas de cultivo contrastantes y su relación con la capacidad de proveer nitrógno. Ci Suelo 35: 285-299.
- Toledo, DM; JA Galantini; E Ferreccio; S Arzuaga; L Giménez & S Vázquez. 2013. Indicadores e índices de calidad en suelos rojos bajo sistemas naturales ycultivados. Ci Suelo 31: 201-212.
- Waring, SA & JM Bremner. 1964. Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability. Lond. Nature 201, 951-952.

C1P33. FRACCIONES DE CARBONO EN UN SUELO DEL CALDENAL PAMPEANO CON ROLADO SELECTIVO Y QUEMA PRESCRIPTA

Larroulet, M. Sofía [(1)]; Hepper, Estela N.[(1)] y Galantini, Juan A.[(1)]

(1): Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa. Ruta 35, km 334. Santa Rosa. La Pampa. Argentina. sofialarroulet@agro.unlpam.edu.ar

RESUMEN

El rolado genera aumentos de la biomasa herbácea y de la broza depositada sobre el suelo como consecuencia de un mayor ingreso de luz y agua al suelo. El fuego asociado al rolado genera, en zonas con material leñoso acumulado, temperaturas más elevadas por largos períodos de tiempo y se transfiere el calor a mayor profundidad, lo que podría generar pérdidas de carbono orgánico y nutrientes. El objetivo fue determinar el efecto del rolado y rolado seguido de quema sobre los contenidos de carbono orgánico total y sus fracciones de un suelo del caldenal pampeano con diferente vegetación. Sobre 200 ha se aplicó un rolado selectivo seguido de una quema controlada. El suelo fue clasificado como Haplustol Entico de textura franco-arenosa. Se utilizó un diseño factorial doble, con el factor manejo con tres niveles: testigo, rolado y rolado-quemado y el factor vegetación con dos niveles: arbustiva y graminoso-herbácea. El día después de la quema (18 meses después del rolado) se tomaron seis muestras compuestas de suelo a 2,5 cm del perfil en cada tratamiento. Las determinaciones realizadas fueron: carbono orgánico total (COT) y fraccionamiento físico del suelo por tamaño de partícula, obteniéndose el carbono orgánico particulado grueso (COPg); el carbono orgánico particulado fino (COPf) y el carbono orgánico asociado a la fracción mineral (COM). Para las variables analizadas no se encontró efecto diferencial de los manejos en función del tipo de vegetación. El COT (media testigo ± desvío estándar: 24,27±9,66 g kg^{-1}; media rolado ± desvío estándar: 31,25±9,51 g kg^{-1}; media rolado-quemado ± desvío estándar: 24,19±7,72 g kg^{-1}) y el COPf (testigo: 2,04±1,00 g kg^{-1}; rolado: 3,27±1,82 g kg^{-1}; rolado-quemado: 2,55±0,97 g kg^{-1}) aumentaron significativamente ($p<0,05$) en el rolado respecto del testigo y en el rolado-quemado disminuyeron significativamente respecto del rolado llegando a los valores del testigo. El rolado incorpora materia orgánica en forma de restos de hojas, tallos y tejidos vegetales los que luego de 18 meses han sido transformados como lo indicaría el aumento de COPf. En estudios anteriores se encontró que la actividad microbiana aumentó luego del primer año de la aplicación del rolado, lo que podría explicarse por disminución de la relación C/N de los residuos semi-incorporados, modificaciones en su calidad por aumento de las fracciones más lábiles y por el ingreso de mayor radiación por eliminación de árboles y arbustos. La disminución de COT y COPf generada por la quema se debería a la volatilización de compuestos orgánicos. El COPg (testigo: 6,19±3,38 g kg^{-1}; rolado: 7,78±3,26 g kg^{-1}; rolado-quemado: 7,27±2,45 g kg^{-1}) y el COM (testigo: 13,82±4,25 g kg^{-1}; rolado: 17,52±6,31 g kg^{-1}; rolado-quemado: 14,37±5,32 g kg^{-1}) no presentaron diferencias significativas ($p>0,05$) entre tratamientos. El COM no presenta variaciones debido a que representa la forma más transformada y estable del material orgánico del suelo, que se encuentra químicamente protegida. Estos resultados muestran que la combinación de ambos manejos, rolado selectivo seguido de quema controlada, no modificarían el contenido de carbono orgánico total y su distribución en las diferentes fracciones.

Palabras claves: materia orgánica, fuego, manejos

C1P34. CARACTERIZACIÓN DE GRIETAS DEL SUELO A TRAVÉS DE IMAGENES DE RESISTIVIDAD ELÉCTRICA DE ALTA RESOLUCIÓN.

Losinno, Beatriz Norma y Lemeillet, Alberto Fabián

Universidad de Buenos Aires. Facultad. de Agronomía. Depto. de IA y UT, Catedra de Física
Av. San Martin 4453 - C1417DSE - Buenos Aires - Argentina

losinno@agro.uba.ar

RESUMEN

Las grietas formadas por procesos naturales en el suelo juegan un rol muy importante en el movimiento del agua y de los gases. Poder caracterizarlas es de sumo interés tanto desde el punto de vista agrícola, como ambiental; para conocer cómo influyen en el movimiento del agua de lluvia o de riego, como para describir el proceso de infiltración como posible vía de entrada de contaminantes, entre otros. Sin embargo, las grietas del suelo tienen patrones complejos que son difíciles de caracterizar, y la medición de dichos patrones se han limitado en gran medida a la medición de geometrías de grietas en la superficie del suelo. La metodología geoeléctrica puede proporcionar información suficiente sobre la dinámica del agrietamiento, siendo no invasiva y con una certeza razonable. La misma se basa en los contrastes de la resistividad eléctrica (inversa de la conductividad eléctrica). En este trabajo se investiga la sensibilidad de dicha metodología para la caracterización del agrietamiento de suelos a escala de laboratorio. Para realizar el ensayo bajo condiciones controladas, se dispuso de una maceta de 90 cm de largo, con un suelo Argiudol típico (franco-limoso). Se la sometió a ciclos de humedecimiento y secado para generar grietas naturales. Se llevaron a cabo a lo largo de la maceta seis sondeos geoeléctricos de alta resolución, paralelos entre sí, separados cada 2 cm, perpendiculares al desarrollo de las grietas; con un dispositivo multielectródico a pequeña escala. Se utilizó un Resistivímetro SARIS (SCINTREX) de 36 electrodos, dispuestos con un espaciamiento de 2 centímetros, con configuración dipolo-dipolo. A través de un par de electrodos se inyecta corriente, y se mide la diferencia de potencial que generan, repitiéndose el proceso para distintas aperturas, obteniéndose la resistividad aparente. Para obtener una visualización cuantitativa (imágenes bidimensionales) se requiere de un proceso de inversión que convierta dichas resistividades aparentes en reales, asignándole a cada una de ellas la profundidad correcta. Los datos experimentales se procesaron a través del software de inversión DCIP2D (UBCGIF), el cual se basa en un ajuste por cuadrados mínimos. Posteriormente las grietas fueron rellenadas con látex; después del secado del material se extrajeron los moldes de estas. Se obtuvieron seis modelos bidimensionales de resistividad eléctrica, donde los contrastes de resistividad entre la matriz de suelo y las grietas se ponen en evidencia. De las tres grietas que se formaron se pudo determinar su ubicación, variaciones del ancho y de la profundidad. De los moldes de látex, que revelan la forma real de las grietas, se determine el volumen, el ancho y la altura de cada una de ellas. Se correlacionaron dichos parámetros con los extraídos de los modelos. Se elaboró con los datos experimentales una visualización tridimensional de la morfología de las grietas. El método geoeléctrico resultó sensible a la presencia de grietas a escala de laboratorio; mostrando que la distribución de la resistividad del suelo fue afectada significativamente, dado que el espacio aéreo es altamente resistivo. El mismo permitirá el monitoreo de la dinámica del agrietamiento debajo de la superficie del suelo.

Palabras claves: Geoeléctrica, Tomografía eléctrica, agrietamiento.

C1P35. VARIACIÓN TEMPORAL DE LOS INDICADORES DE CALIDAD FÍSICA DEL SUELO BAJO SIEMBRA DIRECTA Y LABRANZA CONVENCIONAL

Lozano, LuisAlberto[1,2]; Soracco, C. Germán[1,2,*]; Villarreal, Rafael[1,2]; Trabocchi, Osvaldo[1]; Larrieu, Luciano[1]; Merani, Victor[1] y Melani, Esteban M[3].

[1] Área de Física Aplicada. FCAyF. UNLP. 60 y 119, La Plata (1900), Buenos Aires, Argentina.
[2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas
[3] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, INTA.
*german.soracco@gmail.com

RESUMEN

Los objetivos de este estudio fueron: i- evaluar el efecto de la siembra directa (SD) y la labranza convencional (LC) en la variabilidad temporal de indicadores estáticos (densidad aparente, DAP; macroporosidad, Pmac; capacidad de aire, AC; agua disponible para la planta, PAWC; capacidad de campo relativa, RFC; S de Dexter; e índice de estabilidad estructural, SSI) y dinámicos de calidad física del suelo (SPQ) (conductividad hidráulica saturada, K_0; macro y meso porosidad conductora de agua, ε_{ma}yε_{me};e índice de conectividad de la porosidad total, macroporosidad y mesoporosidad, C_WTP, $C_W$mac, $C_w$mes); y ii- comparar la utilidad de diferentes indicadores de SPQ para predecir el rendimiento de maíz. Se realizaron muestreos de suelo y ensayos de infiltrometría a campo en cuatro momentos distintos de la temporada de crecimiento de un cultivo de maíz (BS: antes de la siembra, V6: maíz en sexta hoja, R5: madurez fisiológica, y AH: después de la cosecha). Los indicadores SPQ estáticos fueron derivados de la curva de retención hídrica. La mayoría de los indicadores SPQ fueron afectados por el momento, presentando valores y tendencias similares entre tratamientos, particularmente en AH. Los indicadores SPQ dinámicos variaron significativamente durante el periodo de crecimiento, dependiendo del sistema de labranza. Bajo SD la mayoría de los indicadores dinámicos presentaron un incremento entre BS y V6, con una posterior disminución hacia AH. El rendimiento del maíz bajo SD fue significativamente mayor (SD: 10939 kg ha^{-1}, LC: 8265 $kgha^{-1}$), lo cual puede atribuirse a los mayores valores de los indicadores SPQ dinámicos entre diciembre y marzo observados en este tratamiento. Probablemente esto permitió una mayor acumulación de agua en el perfil, especialmente cuando las precipitaciones fueron bajas. Estos resultados muestran la necesidad de incluir a los indicadores SPQ dinámicos, en conjunto con su variabilidad temporal cuando se intenta evaluar un sistema de labranza y su influencia en el rendimiento de los cultivos. Los indicadores SPQ estáticos no fueron capaces de distinguir diferencias entre tratamiento, mostrando una poca capacidad de predicción del rendimiento. Futuros estudios, siguiendo años con diferentes condiciones climáticas, serán útiles en la mejora del conocimiento sobre esta temática.

Palabras claves: conductividad hidráulica, curva de retención hídrica, índice de conectividad de poros.

C1P36. EVALUACIÓN DEL RENDIMIENTO DE SOJA Y PROPIEDADES EDÁFICAS EN DOS SUELOS ENCALADOS DE LA REGIÓN PAMPEANA

Machetti, Natalia E.; Pellegrini, Andrea E.; Gutiérrez, Nicolás; Giraudo, Rafael; Tropeano, Francisco; Fernández, Federico; Cosentino, Diego y Vázquez, Mabel

Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata. Avenida 60 y 119 S/N. La Plata. Argentina. natalia.machetti@agro.edu.ar

RESUMEN

La región pampeana argentina padece acidificación en algunos suelos por su historia productiva y tecnología aplicada en las últimas décadas, derivando en consecuencias sobre algunos cultivos de cosecha. Experiencias de encalado realizadas en Buenos Aires y Santa Fe mostraron efectos positivos y variados sobre el aumento de pH de suelo y la saturación de bases teniendo consecuencias sobre propiedades físicas y rendimiento. El objetivo del presente trabajo fue evaluar la incidencia de diferentes dosis de enmiendas básicas sobre pH, materia orgánica, dinámica del agua, densidad aparente y rendimiento de soja. Los ensayos se realizaron en 2 suelos en el ámbito pampeano argentino (*Argiudol* y *Paleudol*), con diseño en bloques completamente al azar con 3 repeticiones. Los tratamientos fueron 0 (TY), 1.000(D1Y), y 4.000(D4Y) kg ha^{-1} de dolomita todos con 200 kg ha^{-1} de yeso. Luego de 3 meses se sembró soja. El pH previo a la incorporación de las enmiendas fue de 5,66 en el *Argiudol* y 5,44 en el *Paleudol*. Las variables, evaluadas 18 meses luego del encalado, fueron, pH, materia orgánica (MO), infiltración básica (Ib), densidad aparente (Dap) y rendimiento (R). El pH en D4Y presentó un incremento de 5,66 a 6,41 en el *Argiudol* y de 5,44 a 6,54 en el *Paleudol* respecto al inicio. La MO y la Dap no presentaron diferencias significativas entre los tratamientos. La Ib presentó diferencias. En el *Paleudol* fue 0,24 cm h^{-1} para TY y 0,7 cm h^{-1} para D4Y, y en el *Argiudol* fue de 0,684 cm h^{-1} en TY y 1,014 cm h^{-1} en D4Y. El R en el *Paleudol* presentó diferencias entre TY (3,051 t ha^{-1}) y los tratamientos D1Y (4,144 t) y D4Y (4,421 t). El incremento entre TY y D4Y fue 45%. En el *Argiudol* hubo aumento de 280 kg ha^{-1} en D4Y respecto a TY.

Palabras claves: acidez antrópica, dolomita, enmiendas

INTRODUCCIÓN

La región pampeana argentina tiene procesos de acidificación en algunos suelos por su larga historia productiva y la tecnología aplicada en las últimas décadas (Casas, 2000; Gelati y Vázquez, 2008; García y Vázquez, 2012). La intensificación de la agricultura, el empleo de germoplasma de alto potencial de rendimiento e incremento en el uso de fertilizantes nitrogenados son factores determinantes de la problemática a nivel regional (Vázquez y Pagani 2015). La transformación de planteos mixtos de sistemas productivos en agricultura permanente, con reemplazo de cultivos tradicionales como maíz (*Zea mays*, L) por otros de mayor atractivo económico como soja (*Glycine max*, L Merr), trae como consecuencia una menor incorporación de residuos post-cosecha y mayor exportación de bases del suelo.

Desde el punto de vista del desarrollo vegetal, la acidificación deriva en múltiples consecuencias directas, como las deficiencias de nutrientes secundarios básicos debido a una disminución de la reserva de Ca^{2+} y Mg^{2+} (Vázquez y Pagani, 2015), e indirectas, alterando la dinámica de otros nutrientes como N, P y Mo. Cultivos de cosecha de leguminosas como la soja, se ven seriamente afectados (González y Gambaudo, 2004; Vivas, 2004; Dorronsoro *et al.*, 2006; García *et al.*, 2009; Vázquez *et al.*, 2012; Oderiz *et al.*, 2012). Se ha señalado como valores de pH óptimo y crítico para esta especie, 6,4-5,8, respectivamente, reportándose valores de disminución de rendimiento del 20% para pH de 5,7 (Magra y Ausilio, 2004).

El proceso de acidificación tiene consecuencias sobre algunas propiedades físicas, tanto estacionarias como dinámicas (Alburquerque *et al.*, 2003; Vázquez *et al.*, 2009; Nicora *et al.*, 2012). Desde el punto de vista microbiológico, esta problemática afecta la composición de la flora y su actividad (Groffman *et al.*, 1996). Dicha actividad, responsable de procesos de interés agronómico, puede estar mermada, ya que el tamaño de la biomasa y la diversidad de la flora están reguladas por factores tales como cantidad y tipo de sustrato, disponibilidad de agua y su dinámica, disturbio del suelo y, particularmente, la oferta nutricional, entre la que cabe mencionar a elementos como Ca^{2+}, Mg^{2+} y K^{1+} (Groffman *et al.*, 1996; De Luca *et al.*, 2006).

La acidificación puede ser tratada mediante la práctica del encalado que consiste en el agregado de caliza, dolomita, cal, entre otros. En suelos con predominio de cargas permanentes de los coloides, como los de la región pampeana, el encalado puede mejorar la estabilidad de los agregados por la acción floculante que poseen el Ca^{2+} y en menor medida el Mg^{2+}, contenido en estos minerales. Sasal *et al.,* (2006) mostraron que el incremento de la estabilidad de agregados, ligado a la creación de bioporos verticales originados por raíces, lombrices y gusanos blancos, genera una mayor tasa de infiltración y mayor capacidad de retención de agua. Puede suponerse entonces que la modificación de la estabilidad estructural causada por el encalado, repercutiría sobre estas propiedades hídricas e hidráulicas y densidad aparente. Gambaudo, (2003); Meloni, (2012); Vázquez *et al.,* (2009) han mostrado en Buenos Aires y la región central de Santa Fe, efectos positivos y variados sobre el aumento de pH de suelo y la saturación de bases así como la respuesta en los rendimientos de los cultivos agrícolas. También se han comprobado, efectos secundarios de estos minerales sobre los parámetros físicos alterados que son variables de acuerdo a la dosis de aplicación y profundidad implicada del perfil del suelo (Vázquez *et al.* 2009). Terminiello *et al*. (2006) encontraron que dosis superiores a 1.500 kg ha^{-1}, si bien producen mejoras en las propiedades químicas, pueden disminuir la eficiencia de la enmienda, evaluada en producción de grano de soja o materia seca de alfalfa, a causa, probablemente, de aumentos en la resistencia mecánica del suelo, originada por recristalización de los carbonatos de la propia enmienda en el espacio poroso, según los autores.

En algunos suelos, el encalado podría propiciar mayor actividad microbiana y con ello la mineralización de la materia orgánica lábil, responsable de la unión de macroagregados (Roth y Pavan, 1991; Baldock *et al.*, 1994). Por otra parte, el encalado incrementa el rendimiento de los cultivos, aumentando la cantidad de residuos que retornan al suelo y consecuentemente el contenido de materia orgánica (Haynes y Naidu, 1998).

Debido a que el proceso de acidificación se está aseverando en la Región Pampeana, es necesario conocer los efectos de su remediación en las propiedades del suelo y en el rendimiento de especies vegetales sensibles a la problemática, ya sea por la incidencia directa del producto o por los cambios edáficos que puedan generarse.

El objetivo del presente trabajo es evaluar la incidencia de diferentes dosis de enmiendas básicas sobre el pH, contenido de materia orgánica, la dinámica del agua, densidad aparente, y rendimiento de soja (*Glycine max L. Merr*.) en dos suelos agrícolas de la región pampeana.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los ensayos se llevaron a cabo en el ámbito pampeano argentino en 2 suelos con aptitud agrícola. El diseño fue en bloques completamente al azar con 3 repeticiones y arreglo factorial. Las parcelas fueron de 5 x 10 m, separadas por calles de 2 m.

Los tratamientos consistieron en adición de 0, 1.000, y 4.000 kg ha^{-1} de dolomita con 200 kg ha^{-1} de yeso (TY, D1Y y D4Y). La dolomita empleada posee una composición equivalente de CaO_2/MgO_2 24% y 22%, respectivamente, con la siguiente granulometría <75 µm: 27 %, 75-250 µm: 40,5 %, >250 µm: 32,5 %. Las enmiendas se aplicaron el 9/2015, al voleo, de manera manual con incorporación mediante disco.

Los ensayos fueron realizados en:

1.- Estación Experimental Julio Hirschhorn localizada en Los Hornos (partido de La Plata), perteneciente a la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales (FCAyF) de la Universidad Nacional de La Plata (UNLP), en un suelo *Argiudol típico*, perteneciente a la serie Bombeador (*Lanfranco J.W. 1970*).

2.- Establecimiento Don Joaquín: ubicado en el partido de Magdalena, provincia de Buenos Aires, en un suelo *Paleudol típico* (Pt), familia fina, illitica, térmica perteneciente a la serie Etcheverry (GeoINTA, 2017).

El pH en el *Argiudol* antes de incorporar las enmiendas fue de 5,66, el contenido de MO 3,93 (%) y la Dap 1,126 g/cm^3. En el *Paleudol* antes de la incorporación de las enmiendas el pH fue de 5,44, el contenido de MO de 5,45 (%) y la Dap 0,973 g/cm^3.

Las variables edáficas evaluadas se determinaron 18 meses a luego del encalado. Se analizó: pH actual: por vía potenciométrica, relación suelo:agua de 1:2,5 (p:v); materia orgánica (MO): a partir de aplicar factor 1,73 al carbono orgánico fácilmente oxidable por vía húmeda, micrométodo según Walkley y Black modificado; (SAMLA, SAGPyA 2004); infiltración básica (Ib): infiltrómetro de disco (*Perroux y White 1988*) y densidad aparente (Dap): método del cilindro, se evaluó de 0-10 cm de profundidad (*Blake y Hartge 1986*, en *SAMLA-SAGPyA 2004*);

Se determinó el rendimiento (R) de soja (Glycine max L. Merr.) (3/2016) que se obtuvo a partir de la cosecha manual de 6 m lineales por parcela.

Todos los resultados fueron evaluados estadísticamente mediante ANOVA, previo análisis de supuestos básicos. Se realizaron comparaciones múltiples de medias mediante prueba de Tukey (STATISTICA, 2011).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de pH mostraron diferencias estadísticamente significativas para las distintas dosis en ambos campos (Figura 1). Los tratamientos en el *Paleudol* produjeron mayores incrementos de pH que en el *Argiudol*. En los 2 sitios, D4Y genero un incremento de aproximadamente 1 punto en el pH respecto a la situación a la cual que se encontraban antes de realizar el ensayo, aumentando de 5,66 a 6,41 en el *Argiudol* y de 5,44 a 6,54 en el *Paleudol*. Heredia *et al*., (1997) estudiaron, la evolución del pH y el comportamiento de propiedades físico-químicas del suelo, aplicando a la siembra de alfalfa 2.500 kg ha^{-1} de dolomita sobre un *Argiudol típico* la evolución del aumento que encontraron fue de 1 unidad entre el testigo y la dosis al cabo de un año. Torella *et al*., (2007) tomaron muestras de suelo de un *Argiudol típico*, adicionaron 2.000 y 4.000 kg ha^{-1} de caliza, las incubaron en una estufa de cultivo a 25ºC, a humedad gravimétrica equivalente a capacidad de campo (30%) por 30 días encontraron variación en el pH, el testigo de 5,74; se elevó a 6,75 y 7,73 para los 2.000 y 4.000 kg ha^{-1}, respectivamente.

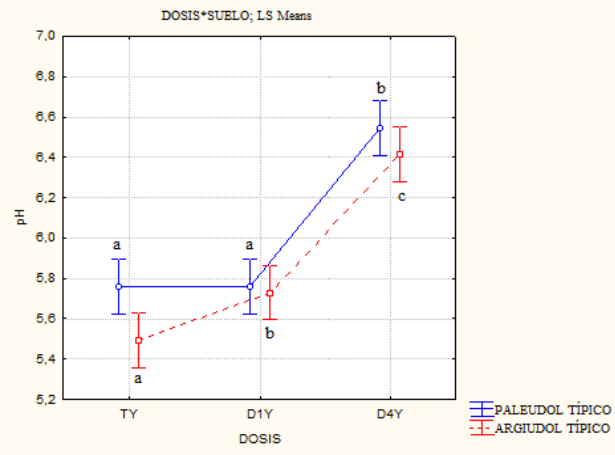


Figura 1. Valores de pH actual (1:2,5 suelo/H_2O) según tratamiento aplicado: TY=0 kg ha^{-1}, D1Y= 1.000 kg ha^{-1} D4Y= 4.000 kg ha^{-1} de dolomita con 200 kg ha^{-1} de yeso en los 3 casos), para 2 suelos de la región pampeana Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para un mismo suelo.

El contenido de MO en el *Paleudol* y el *Argiudol*, no presentó diferencias significativas entre los tratamientos en ningún sitio experimental (Figura 2). El encalado favorece la actividad microbiana y acelera la descomposición de la materia orgánica. Debido a este efecto, el encalado induce un descenso en el contenido de materia orgánica del suelo (Thompson, 1988). En este ensayo el lapso de evaluación del contenido de MO desde la aplicación de los correctores en los ensayos (18 meses) fue muy corto para ver modificaciones significativas, pero se visualiza una tendencia a la disminución con mayores dosis de dolomita.

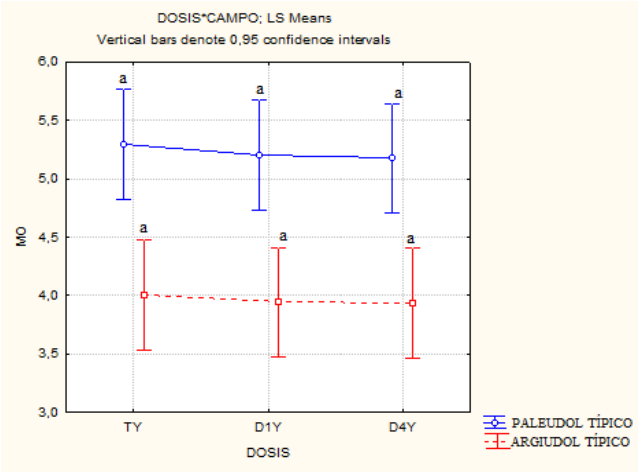


Figura 2. Contenido de materia orgánica (%) según tratamiento: TY=0 kg ha^{-1}, D1Y= 1.000 kg ha^{-1} D4Y= 4.000 kg ha^{-1} de dolomita con 200 kg ha^{-1} de yeso en los 3 casos), para 2 suelos de la región pampeana Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para un mismo suelo.

La infiltración básica presentó diferencias significativas en los dos sitios entre TY y D4Y. En el *Paleudol* la Ib fue 0,24 cm h^{-1} para TY y 0,7 cm h^{-1} para D4Y, y en el *Argiudol* la Ib aumentó de 0,684 cm h^{-1} en TY a 1,014 cm h^{-1} en D4Y. En este último suelo además se observaron diferencias estadísticamente significativas entre TY, D1Y y D4Y, siendo por lo tanto, esta variable más sensible que en el *Paleudol* (Figura 3). Vázquez *et al.*, (2009) evaluaron la incidencia del agregado de 1.000 kg ha^{-1} y 2.000 kg ha^{-1} de dolomita, sobre la infiltración medida con simulador de lluvia y la densidad aparente de un suelo *Argiudol típico* de la pradera pampeana. Los autores encontraron que la dosis de 1.000 kg ha^{-1} aumentó la infiltración, aunque en ningún caso se modificó la densidad aparente. Al igual que los resultados de estos autores, la Dap no mostró diferencia estadísticamente significativa en ninguno de los 2 suelos en estudio, pero presentó una tendencia a disminuir con el aumento de la dosis (Figura 4).

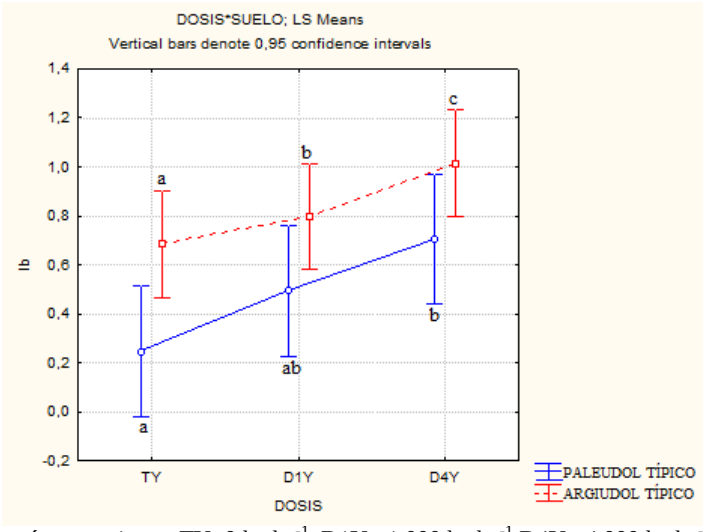


Figura 3. Infiltración básica (cm h^{-1}) según tratamiento: TY=0 kg ha^{-1}, D1Y= 1.000 kg ha^{-1} D4Y= 4.000 kg ha^{-1} de dolomita con 200 kg ha^{-1} de yeso en los 3 casos), para 2 suelos de la región pampeana Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para un mismo suelo.

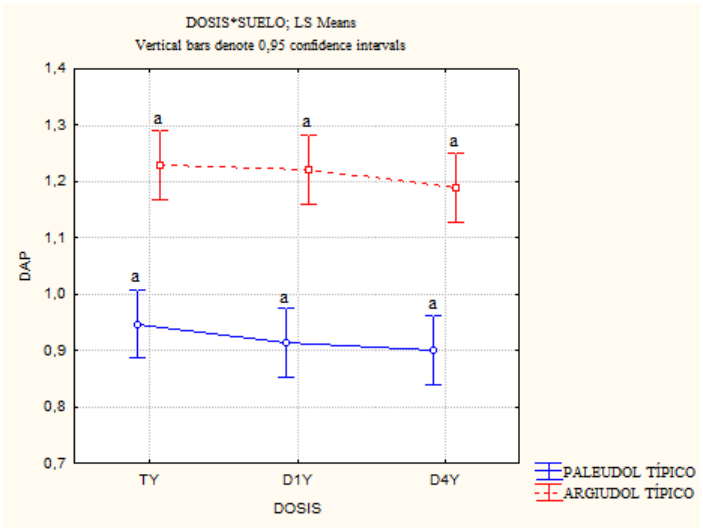


Figura 4. Densidad aparente (g cm^{-3}) según tratamiento: TY=0 kg ha^{-1}, D1Y= 1.000 kg ha^{-1} D4Y= 4.000 kg ha^{-1} de dolomita con 200 kg ha^{-1} de yeso en los 3 casos, para 2 suelos de la región pampeana Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para un mismo suelo.

Respecto a R (t ha^{-1}) hay interacción entre los factores dosis y tipo de suelo, en el *Paleudol* los incrementos de rendimiento fueron mayores que en el *Argiudol*. En el *Paleudol* se presentaron diferencias significativas entre TY (3,051 t) y los tratamientos D1Y (4,144 t) y D4Y (4,421 t), siendo el incremento de rendimiento entre TY y D4Y del 45% (1,37 t ha^{-1}). En el *Argiudol* no se presentaron diferencias significativas entre tratamientos, aunque de todas formas este ensayo siguió la tendencia del *Paleudol* presentando un incremento de 280 kg ha^{-1} entre TY y D4Y (Figura 5). Ensayos realizados por otros autores obtuvieron también incrementos de rendimiento con aplicación de enmiendas. Estos incrementos fueron variables según dosis y tipo de enmienda, especie vegetal y características edafo-climáticas del sitio de ensayo. Vivas y Fontanetto, (2003) verificaron en el centro de la Pcia. de Santa Fe, Dto. de San Justo, incrementos de rendimiento de soja

del orden de 300 kg ha^{-1}, con el agregado de 100 kg ha^{-1} de calcita micronizada y aperdigonada (Ca= 37%). Vivas *et al.*, (2001) utilizaron un fertilizante granulado con 51% de $CaCO_3$ y 37% de $MgCO_3$, aplicado en dosis de hasta 600 kg ha^{-1} en maíz en suelos del centro de Santa Fe de pH 5,4 y 5,9 y bajos contenidos de Ca. Los resultados mostraron incrementos del rendimiento cercanos a los 1000 kg ha^{-1}, con dosis de entre 400-600 kg ha^{-1}, aproximadamente. González *et al*., (2001) probaron el agregado de 100 kg ha^{-1} de un granulado calcáreo dolomítico con 22% de Ca y 13% de Mg, y 50 kg ha^{-1} de granulado de yeso con 22% de Ca y 18% de azufre (S), sobre un cultivo de trigo en San Nicolás, Pcia. Buenos Aires, produciendo ligeros incrementos del rendimiento.

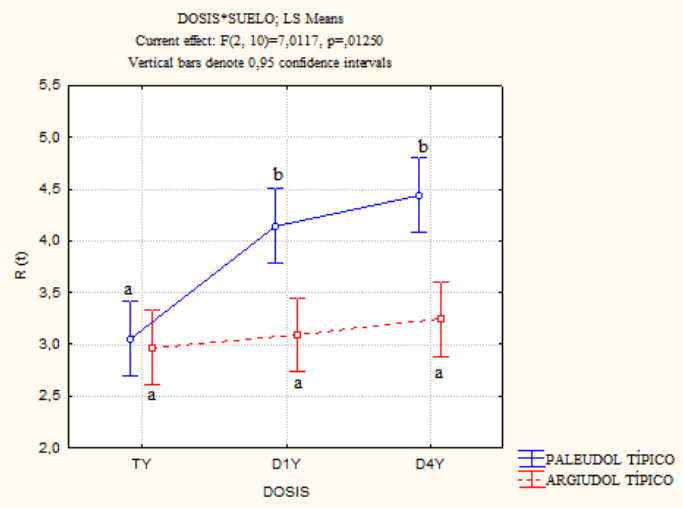


Figura 5. Rendimiento (t ha^{-1}) según : TY=0 kg ha^{-1}, D1Y= 1.000 kg ha^{-1} D4Y= 4.000 kg ha^{-1} de dolomita con 200 kg ha^{-1} de yeso en los 3 casos), para 2 suelos de la región pampeana Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para un mismo suelo.

CONCLUSIONES

La adición de las enmiendas produjo aumento de pH e infiltración básica en el *Paleudol* y en el *Argiudol*, aunque no modificó los contenidos de materia orgánica ni los valores de densidad aparente. Por otra parte, dicha adición, produjo efectos variables sobre el rendimiento según el sitio de ensayo, presentando respuesta positiva al agregado de enmiendas en el *Paleudol*

BIBLIOGRAFÍA

-Alburquerque, JA; C Bayer; PR Ernani; AL Mafra & EC Fontana. 2003. Aplicação de calcário e fósforo e estabilidade da estrutura de um solo ácido. Rev. Brs. Ciênc. Solo 27(5): 799-806.
-Baldock, JA; M Aoyama; JM Oades; J Susanto & CD Grant. 1994. Structural amelioration of South Australian Red-Brown carth using calcium and organic amendments. Aust. J. Soil Res. 32: 571-594.
-Blake GR & KH Hartge. 1986. Bulk density. Methods of Soil Analysis, Part 1. Physical and Minerological Methods. Agronomy Monograph N° 9. Second edition, p. 363-376.
-Casas R. 2000. La conservación de los Suelos y la Sustentabilidad de los Sistemas Agrícolas. Disertación en el acto de entrega del premio Antonio Prego. www.insuelos.org.ar. Consultado 28/11/2017.
-De Luca L; M García & M Vázquez. 2006. Presencia de micorrizas como índice de remediación en suelos ácidos encalados. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 18-22/9. Salta, Argentina. Acta: versión electrónica.
-Dorronzoro A; JP Hernández; A Casciani & M Vázquez. 2006. Efecto de agregado de P y correctores básicos sobre el rendimiento de soja y sus componentes. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 18-22/9. Salta, Argentina. Acta (trabajo completo): versión electrónica. Acta (resumen): 267.
-García M; A Termiello; G Ardanaz.; A Casciani.; J Garcia. & M Vázquez. 2009. Evolución del efecto de enmiendas básicas sobre pastura de alfalfa en el S de Córdoba. Simposio Fertilidad.12-13/5/2009. Rosario, Santa Fe. Actas: 234-239.
-García MG & M Vázquez. 2012. Valoración económico-ecológica de la pérdida de nutrientes básicos de los suelos santafesinos. Revista de la Red Iberoamericana de Economía Ecológica (Revibec) 19: 29-41.
-Gelati P & M Vázquez. 2008. Extracción agrícola de bases en el N de la provincia de Buenos Aires: costo de su remediación e implicancias económicas. Revista de la Red Iberoamericana de Economía Ecológica (Rebivec) 7: 117-129.

-GeoINTA. geointa.inta.gov.ar/visor/. Consultado 16/10/2017.
-González B; S Gambaudo; D Bersano.; Tenorio; J Neifert & D Osenda. 2001. Enmiendas en trigo. Revista Fertilizar 6 (23):18-19.
-González B & S Gambaudo. 2004. Encalado en Soja. Experiencias en restitución de Calcio magnesio y azufre. Proyecto Fertilizar. INTA. www.fertilizar.org.ar. Consultado 23/11/2017.
-Groffman PM; G Howard; AJ Gold & WM Nelson. 1996. Microbila nitrate processing in shallow groundwater in a riparian forest. J. Environ. Qual. 25: 1309-1316.
-Haynes RJ & R Naidu. 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. Nut. Cycl. Agroecosyst. 51: 123-137
-Heredia OS; NM Arrigo & R Romano Cavanagh. 1997. Encalado: su efecto sobre las propiedades físicoquímicas de un argiudol. Rev. Facultad de Agronomía (UBA) 17 (3): 263 - 268.
-Lanfranco J.W. 1970. Carta de suelos de la Estación Experimental Julio Hirschhorn. Inédito.
-Magra G & A Ausilio. 2004. Facultad de Ciencias Agrarias. UNR. 8/2014. Rev. Agromensajes. 5 p.
-Nicora Z; F Guilino; A Terminiello; G Millán & M Vázquez. 2012. Efecto del encalado sobre la resistencia mecánica de un Hapludol éntico bonaerense. XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Argentino Ciencia del Suelo. 16-20/4/12. Mar del Plata, Argentina. Acta: versión digital.
-Oderiz A; V Merani; G Millán; E Baridón; A Pellegrini & M Vázquez. 2012. Encalado de alfalfa en un Hapludol éntico de Trenque Lauquen. XIX Congreso Latinoamericano Ciencia del Suelo. 16-20/4/12. Mar del Plata. Acta: versión digital.
-Perroux KM & I White. 1988. Designs for disc permeameters. Soil Sci. Soc. Am. J. 52: 1205-121.
-Roth CH & MA Pavan. 1991. Effects of lime and gypsum on clay dispertion and infiltration in samples of a brazilian Oxisolls. Ed. Elsevier. Geoderma 48: 351-361.
-SAGPyA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación de la Nación Argentina). Dirección de Producción Agrícola. 2004. Sistema de Apoyo Metodológico a los Laboratorios de Análisis de Suelos (SAMLA). CD-room.
-Sasal, M.C., Andriulo, A.E., Taboada, M.A. 2006. Soil porosity characteristics and water movement under zero tillage in silty soils in Argentinian Pampas. Soil Till. Res. 87: 9-18.
-STATISTICA, 2011
-Thompson LM & R Troeh. 1988. Los suelos y su fertilidad. Ed. Reverte 661 páginas
-Torella JL; R Garuzzo & EC Faita. 2007. Efecto del encalado sobre las propiedades químicas del suelo y la germinación del trébol rojo (Trifolium pratense). Argentina. Informaciones Agronómicas nº36. Pág. 14. 12/2007.
-Vázquez M. 2007. Calcio y Magnesio del suelo. Encalado y enyesado. Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. Eds. Echeverría H. y García F. Ed. INTA, 1º Edición, Reimpresión. 8: 161-185. 525 p.
-Vázquez M. 2009. Capacitación para la recuperación de suelos degradados de establecimientos pequeños bonaerenses de Chascomús. Edición papel y CD-rom.
-Vázquez M; A Terminiello; A Casciani; G Millán; D Cánova; P Gelati; F Guilino; A Dorronzoro; Z Nicora; L Lamarche & M García. 2012.Respuesta de la soja (Glicine max L. Merr) a enmiendas básicas en algunos suelos de las provincias de Buenos Aires y Santa Fe. Rev. Ciencia del Suelo 30(1): 43-56.
-Vázquez M & A Pagani. 2015. Calcio y magnesio. Manejo de fertilización y enmiendas en: fertilidad de suelos y fertilización de cultivos 2º edición. Editores Echeverria E. y García F. Ed. INTA Argentina, p. 317-350. 904 p.
-Vivas HS. 2004. Fertilización con fósforo y azufre para la producción de Alfalfa en el centro de Santa Fe. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 22-25/6/2004. Entre Ríos, Paraná
-Vivas HS; H Fontanetto; R Albrecht; MA Vega & JL Hotián. 2001. Fertilización con P y S en el doble cultivo trigo/soja. Residualidad en soja. Respuesta física y económica. Campaña 2001. INTA EEA Rafaela. Publicación Miscelánea Nº 95
-Vivas HS & H Fontanetto. 2003. Fósforo, azufre y calcio en la producción de soja en el Dpto San Justo 2002/2003. INTA, Rafaela. Información Técnica de cultivos de verano. Campaña 2003. Publicación Miscelánea Nº 100

C1P37. EFECTOS DEL ENCALADO SOBRE PROPIEDADES QUÍMICAS Y RENDIMIENTO EN UN HAPLUDOL DEL PARTIDO 25 DE MAYO

Machetti, Natalia E.; Pellegrini, Andrea E.; Bruballa, Germán; Ribadulla, Santiago; Gelati, Pablo R.; Nicora, Zacarias; Ferro Daniel A.;García, Mirta G.; Vázquez Mabel E. y Cosentino Diego.

Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata. Avenida 60 y 119 S/N. La Plata. Argentina. natalia.machetti@agro.edu.ar

RESUMEN

La acidificación de los suelos responde a causas naturales y antrópicas. Para la corrección se recurre al encalado, que eleva el pH produciendo un aumento de las cargas eléctricas negativas y aumenta la capacidad de intercambio catiónica (CIC). También propicia mayor actividad microbiana y con ello mineralización de la materia orgánica lábil. La acidez de los suelos limita el crecimiento de las leguminosas por reducción en la nodulación y deficiencias de Ca y Mg. El objetivo de este trabajo fue evaluar a los 9 y 21 meses el comportamiento de la CIC, pH, carbono orgánico total y particulado, y nitrógeno total, ante la aplicación de diferente dosis de dolomita y el impacto sobre el rendimiento de la alfalfa. Se realizó un ensayo a campo en un *Hapludol* en el Partido de 25 de Mayo, Buenos Aires, con diseño en bloques al azar con 3 repeticiones. Se adicionaron 0, 1.000, 2.000 y 3.000 kg ha^{-1} de dolomita (T, D1000, D2000 y D3000 respectivamente) y se sembró alfalfa (*Medicago sativa L.*). El muestreo se realizó a los 9 meses (Muestra 1) y 21(Muestra 2) meses posteriores al encalado. Las variables analizadas fueron: pH, CIC, carbono orgánico total (COT), carbono orgánico particulado (COP), Nitrógeno total (Nt) y rendimiento (7 cortes: 3 correspondientes a los primeros 9 meses (MS1) y 4 cortes posteriores (MS2)). El pH se incremento conforme a las dosis en los dos momentos de muestreo. La CIC, el CO y el COP no mostraron diferencias significativas entre las distintas dosis, si entre diferentes momentos (p-valor<0,05)**.** El N a los 21 meses presentó diferencias significativas entre D1000 y D2000. El rendimiento de alfalfa en MS1, D2000 presentó incrementos significativos respecto al testigo y en MS2 D2000 y D3000 se diferenciaron estadísticamente del testigo y de D1000. MS2 fue significativamente inferior a MS1(p<0,05)**.**

Palabras claves: acidez, alfalfa, pH del suelo

INTRODUCCIÓN

La acidificación de los suelos responde a variadas causas naturales y antrópicas, entre las más relevantes se mencionan el lavado de bases y su exportación por la producción agrícola y pecuaria (Vázquez, 2005). Este fenómeno puede derivar en la disminución de la reserva de los nutrientes básicos y su desbalance, además de afectar las propiedades físicas estacionarias y dinámicas, entre otras consecuencias.

Tradicionalmente para la corrección de acidez se han usado productos correctores o enmiendas, tales como calcita, dolomita, cal viva o apagada, entre otros. Estos productos contienen Ca y/o Mg en diferentes proporciones y han dado origen a la práctica denominada encalado. La aplicación de estos materiales básicos produce dos efectos en el suelo, uno nutricional que es el suministro de Ca y/o Mg, y por otra parte, produce un incremento en el pH del suelo, neutralizando los H^+. Si bien el pH del suelo podría elevarse a través del agregado de otros compuestos, generalmente se emplean los cálcico/magnésicos con el objetivo de reponer estos elementos con funciones nutricionales para los cultivos y microflora edáfica, aprovechando sus características de estructurantes edáficos (Vázquez, 2013). Estos productos pueden aplicarse en cualquier época del año. En general se anticipan algunos meses a la siembra de los cultivos incorporándolos al suelo para favorecer su solubilidad.

La periodicidad de la aplicación de los correctores va desde frecuencias anuales, en situaciones de elevada acidez y cultivos sensibles, a encalados cada 2-4 años, en situaciones menos limitantes, dependiendo de la residualidad en cada sistema suelo-planta (Vázquez, 2013).

En el proceso de encalado, al elevar el pH, se produce un aumento de la carga eléctrica negativa. El valor de la capacidad de intercambio catiónica (CIC) de un suelo depende de la cantidad y tipo de arcilla, humus y pH del medio. La

dependencia de la CIC con la acidez se explica porque a medida que aumenta el pH del suelo se generan nuevas cargas eléctricas negativas en el complejo de cambio. En consecuencia, la CIC no es un valor único, sino que aumenta con el pH y, por lo tanto, con la dosis de enmienda aplicada (Miner, 1995).

El encalado propicia mayor actividad microbiana y con ello la mineralización de la materia orgánica lábil, responsable de la unión de macroagregados (Baldock *et al.*, 1994; Roth & Pavan 1991). Efectos negativos y positivos pueden acontecer incluso en un mismo suelo en escalas de tiempo distintas, como resultantes de cambios en la materia orgánica, por un lado, y el poder estructurante de los cationes divalentes agregados, por el otro (Chan & Heenan, 1998)

El carbono orgánico total (CO) ha mostrado ser menos sensible a cambios de corto plazo producidos por distintas prácticas de manejo, a diferencia de los fraccionamientos de la materia orgánica que si lo son (Galantini & Suñer, 2008). La separación por tamaño del CO se basa en que la fracción del tamaño de las arenas (>53 µm), que recibe el nombre de carbono orgánico particulado (COP), es por lo general más lábil que la fracción de carbono orgánico asociada a las partículas de limo y arcilla. El COP está compuesto por una mezcla de residuos de plantas y animales en diferentes etapas de su transformación, que incluye microorganismos, esporas, polen, semillas, fitolitos y residuos carbonizados (Spycher *et al.*, 1983; Baisden *et al*., 2002). Esta mezcla tan heterogénea hace que su composición sea muy variable, con características intermedias entre la materia orgánica del suelo y la de los residuos de cultivos (Galantini & Suñer, 2008).

La acidez de los suelos limita el crecimiento de las plantas debido a una combinación de factores, en el caso particular de las leguminosas, tiene efecto negativo sobre la simbiosis leguminosa-rizobio causado principalmente por la reducción en el proceso de nodulación (Campillo & Sadzawka). La corrección de la acidez pone en disponibilidad otros nutrientes como el P, promueve la fijación biológica del N, por poner en disponibilidad al Mo, indispensable para la simbiosis (Terron, 2010). La implantación, producción y persistencia de los alfalfares se ven afectados, por sus altos requerimientos de Ca y Mg. Esta especie puede disminuir su rendimiento hasta un 42% si es cultivada a un pH 5,7 (Romero, 2003). El objetivo de este trabajo fue evaluar a los 9 y 21 meses el comportamiento de la CIC, pH, CO, COP y N, ante la aplicación de diferente dosis de dolomita y el impacto sobre el rendimiento de la alfalfa.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizo un ensayo a campo con diseño en bloques al azar con 3 repeticiones. El suelo sobre el que se realizo el ensayo fue un *Hapludol* perteneciente a la Serie Ortiz de Rosas con pH de 5,5; CIC 11,63 y 2,98% de MO ubicado en el Partido de 25 de Mayo, Pcia. de Buenos Aires. Los tratamientos consistieron en adición de 0, 1.000, 2.000 y 3.000 kg ha^{-1} de dolomita (T, D1000, D2000 y D3000 respectivamente). La dolomita empleada posee una composición equivalente de CaO_2/MgO_2 24% y 22%, con la siguiente granulometría <75 µm: 27 %, 75-250 µm: 40,5 %, >250 µm: 32,5 %. La enmienda se aplicaron el 5/2014, al voleo, de manera manual con incorporación mediante disco. Se fertilizó a la siembra con MAP (100 kg ha^{-1}) y se sembró alfalfa (*Medicago sativa L*.) variedad WL 1058, a razón de 18 kg ha^{-1}.

El muestreo de suelo se realizó a los 9 meses (Muestra 1) y 21 meses (Muestra 2) posteriores al encalado extrayendo una muestra compuesta de 5 submuestras/parcela en la capa de 0-20 cm. Las muestras se secaron al aire y se tamizaron a 2 mm. Se realizaron las siguientes determinaciones químicas mediante metodología SAGPyA (2004): pH actual (suelo: agua 1:2,5), capacidad de intercambio catiónica (CIC) a pH 7 con acetato de amonio 1 N, el carbono orgánico total (COT) se analizó por el micrométodo de Walkley-Black modificado y Nt por el método micro-Kjeldahl. El carbono particulado (COP) se evaluó por fraccionamiento granulométrico con tamices de 105 y 53 µm, según método de Duval *et al.* (2013).

La evaluación del rendimiento de alfalfa se realizó a partir de cortes de 0,5m^2 por parcela en 7 momentos diferentes del cultivo. Los cortes en los meses de noviembre y diciembre 2014 y enero 2015, previos al primer muestreo se agruparon en MS1 y los cortes de los meses de abril, mayo, septiembre y diciembre 2015, posteriores al primer muestreo y previos al segundo se agruparon en MS2. El material fue secado a 60ºC y posteriormente se determino su peso.

Los resultados fueron evaluados mediante (ANOVA), comparación (LSD, Tukey), correlación de variables, análisis de correlación (Statistica, 2011).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El pH se incremento conforme a las dosis en los dos momentos de muestreo. A los 9 meses se diferenció D2000 y D3000 de T, y D3000 de D1000. A los 21 meses las diferencias significativas fueron entre T y D2000/D3000 ($p<0,05$). No hubo diferencia entre los dos momentos de muestreo (Figura1). Esto coincide con lo hallado por Vázquez *et al.* (2012) en un suelo *Argiudol típico* bonaerense, donde a posteriori de la aplicación de los productos observaron que el agregado de las diferentes dosis de correctores elevó el pH de la capa de 0-20 cm, manteniéndose estos incrementos después de dos años de efectuada la aplicación.

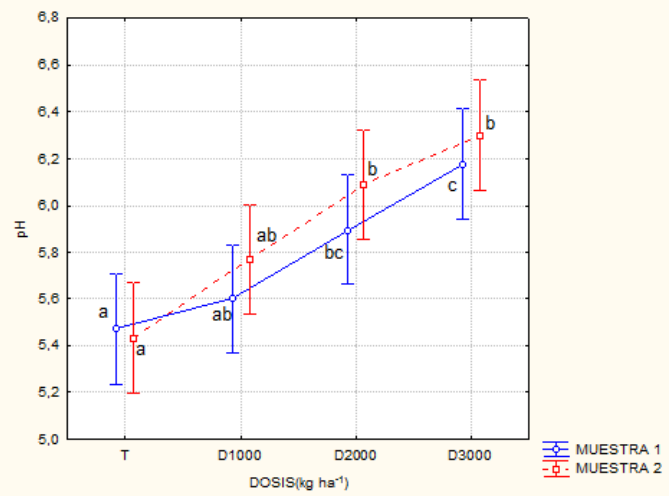


Figura 1: Valores de pH actual (1:2,5 suelo/H_2O) según tratamiento aplicado: T=0 kg ha^{-1}, D1= 1.000 kg ha^{-1} D2= 2.000 kg ha^{-} D3= 3.000 kg ha^{-1} de dolomita, para 9 meses (muestra 1) y 21 meses (muestra 2). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para un mismo tiempo.

Si bien la CIC no mostró diferencias significativas entre las distintas dosis, si lo hizo entre los diferentes momentos ($p<0,05$) de muestreo, presentando una misma tendencia, incrementándose en D1000 y D3000, respecto a T y D2000 (Figura 2). Estos resultados se deberían a que la capacidad de intercambio se encuentra predominantemente en sitios dependientes del pH tanto en superficies de mineral de arcilla como en superficies orgánicas, teniendo la aplicación superficial de la cal y el movimiento resultante de un flujo neutralizante compuesto por aniones alcalinos (OH^-, HCO_3^-, CO_3^{2-} (Cregan *et al.*, 1989)) a través del suelo, una influencia considerable en la capacidad de intercambio (Blake *et al.*, 1999).

El contenido de COT, presentó diferencia significativa entre los dos momentos de muestreo ($p<0,05$) y en ambos momentos una tendencia al incremento solo en D1000. El COT en D2000 y D3000 presentó valores similares o inferiores al testigo (Figura 3).

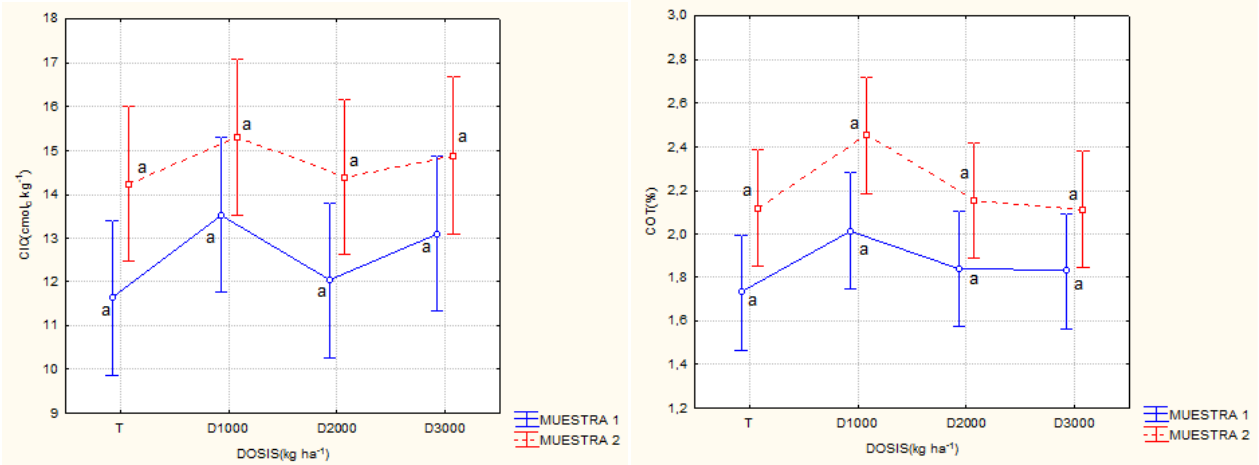


Figura 2 y 3: Valores de CIC ($cmol_c\ kg^{-1}$) y CO ($gC\ kg\ suelo^{-1}$) según tratamiento aplicado: T=0 kg ha^{-1}, D1= 1.000 kg ha^{-1} D2= 2.000 kg ha^{-} D3= 3.000 kg ha^{-1} de dolomita, para 9 meses (muestra 1) y 21 meses (muestra 2). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para un mismo tiempo.

El COP y sus fracciones no mostraron diferencias significativas en ninguno de los dos periodos analizados entre los distintos tratamientos. A los 21 meses de la aplicación del corrector, D2000 tendió a presentar menores contenidos de COP y de sus fracciones que el resto de las dosis. Por otra parte en el segundo muestreo los valores de COP y sus fracciones fueron mayores que en el primero en todos los tratamientos, por lo que no se podría atribuir al factor dosis analizado (Figura 4a y 4b). Se observa un comportamiento similares entre en CO y COP a los 21 meses de comenzado los ensayos. Posiblemente si se evaluaran esta variables en plazos mayores de tiempo podrían hallarse diferencias significativas entre las distintas dosis.

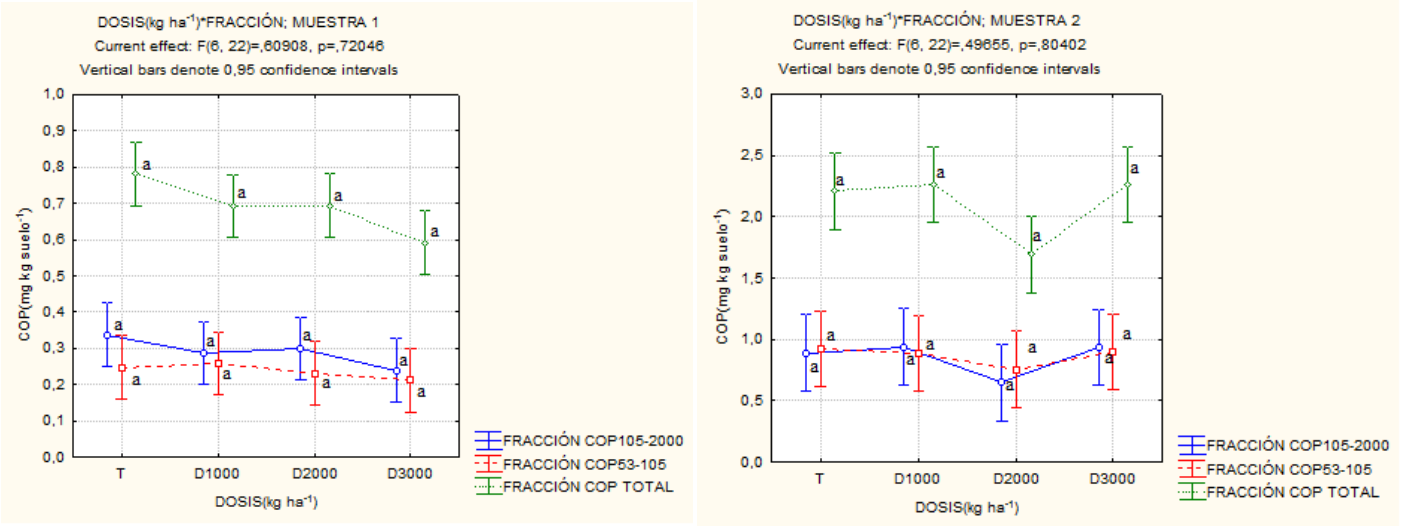


Figura 4a y 4b: Valores de COP Total, COP 105-2000µm y COP 53-105µm según tratamiento aplicado: T=0 kg ha^{-1}, D1= 1.000 kg ha^{-1} D2= 2.000 kg ha^{-} D3= 3.000 kg ha^{-1} de dolomita, para 9 meses (muestra 1) 4a y 21 meses (muestra 2) 4b. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para una misma fracción.

El contenido de Nt medido a los 9 meses no mostró diferencia significativa entre los tratamientos, aunque se observó un menor contenido en D2000. Dicha disminución se asentuó a los 21 meses (0,19%) respecto a D1000 (0,24 %) diferenciandose significativamente. El mayor contenido en D1000 en ambos periodos analizados, coincide con los mayores valores de CO, CIC y COP (Figura 5).

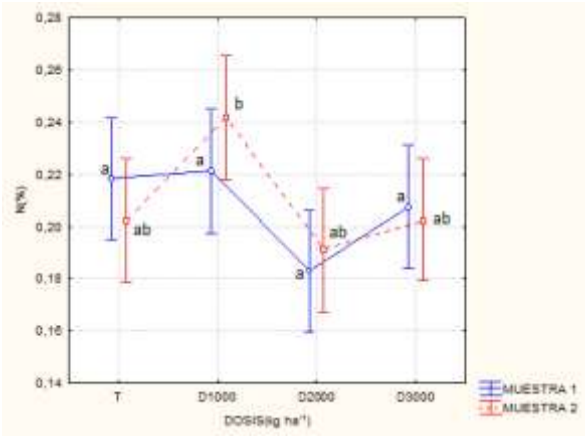


Figura 5: Valores de N (%) según tratamiento aplicado: T=0 kg ha^{-1}, D1= 1.000 kg ha^{-1} D2= 2.000 kg ha^{-} D3= 3.000 kg ha^{-1} de dolomita, para 9 meses (muestra 1) y 21 meses (muestra 2). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para un mismo tiempo.

Respecto a la primera determinación de rendimiento de alfalfa, MS1, D2000 presentó incrementos significativos respecto al testigo. Los tratamientos D1000 y D3000 presentaron solo una tendencia a dicho incremento respecto al testigo. En que lo que respecta a MS2 D2000 y D3000 se diferenciaron estadísticamente del testigo y de D1000. MS2 fue significativamente inferior ($p<0,05$) a MS1 debido a que corresponde a los meses de menor productividad forrajera. El alcance del máximo rendimiento se alcanzó con D2000 en ambos casos (Figura 6) no diferenciándose de D3000.

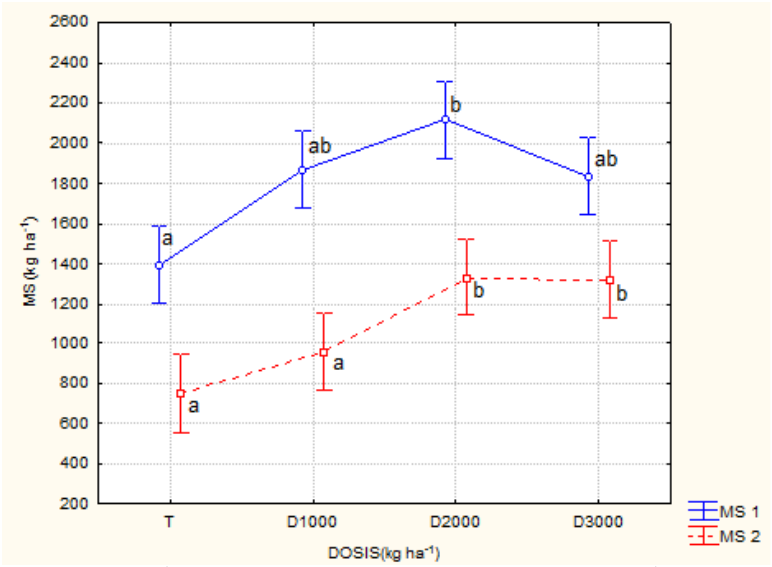


Figura 6: Valores de materia seca (kg ha^{-1}) según tratamiento aplicado: T=0 kg ha^{-1}, D1= 1.000 kg ha^{-1} D2= 2.000 kg ha^{-} D3= 3.000 kg ha^{-1} de dolomita, 3 cortes iniciales (MS1) y 4 cortes posteriores (MS2). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para un mismo tiempo.

Los resultados donde D2000, si bien en algunos casos no presenta diferencia significativa con el resto de los tratamientos, arroja los menores valores en la CIC, contenido CO, COP y N, y por otra parte presenta el mayor rendimiento de alfalfa, podrían deberse a que los microorganismos responsables de la dinámica degradativa de la materia orgánica y por lo tanto del ciclaje del N, P y S orgánico incrementan su nivel de actividad a pH cercanos a la neutralidad (Magra & Ausilio, 2004), con lo cual disminuiría el contenido de materia orgánica (CO, COP, N) incidiendo directamente sobre la CIC. El incremento de la mineralización aumentaría la oferta de nutrientes disponibles para la alfalfa, lo que explicaría el mayor rendimiento en D2000.

No se encontró comportamiento progresivo positivo en D3000 respecto a D2000, ya que dosis elevadas de estas enmiendas podrían promover la acción cementante ejercida por sales poco solubles ($CaCO_3$ y $MgCO_3$) (Vázquez *et al.*, 2010), asociado a procesos de disolución y recristalización de carbonato de calcio (Imbellone, 1996). Jacks & Sharma (1995) verificaron fenómenos comparables para dolomita, tanto en sentido vertical como horizontal a lo largo del paisaje, movilizada inicialmente por disolución y arrastre de $CaCo_3$ y $MgCo_3$. Condiciones de sobresaturación producidas por D3000 podrían tener consecuencias mecánicas negativas para el crecimiento vegetal, y para el desarrollo de microorganismos por la afectación de la circulación de aire y agua.

CONCLUSIONES

La adición de enmiendas produjo aumentos de pH medidos a partir de los 9 y hasta los 21 meses de incorporada la misma. La capacidad de intercambio catiónica, el carbono orgánico total y el carbono orgánico particulado no mostraron sensibilidad a los tratamientos en los plazos estudiados, pero si una tendencia a disminuir con 2000 kg ha^{-1} de dolomita respecto a las dosis restantes. El nitrógeno a los 21 meses también marcó una disminución con 2000 kg ha^{-1} de dolomita diferenciándose de la dosis de 1000 kg ha^{-1}. El rendimiento de alfalfa se vio favorecido con la dosis de 2000 kg ha^{-1} y con 3000 kg ha^{-1} no presento un incremento progresivo positivo respecto a 2000 kg ha^{-1} en ninguna de las dos muestras.

BIBLIOGRAFÍA

- Baisden, W.T.; R. Amundson; D.L. Brenner; A.C. Cook; C Kendall & J.W. Harden. 2002. A multi-isotope C and N modeling analysis of soil organic matter turnover and transport as a function of soil depth in a California annual grassland soil chronosequence. Global Biogeochem. Cycles, 16: 1135.
- Blake, L; K.W. Goulding; C.J.B. Mott & A.E. Johnston. 1999. Changes in soil chemistry accompanying acidification over more than 100 years under woodlandgrass at Rothamsted Experimental Station, UK. Eur. J. Soil Sci. 50: 401-412.
- Baldock, J.A.; M. Aoyama; J.M. Oades; Susanto & C.D. Grant. 1994. Structural amelioration of South Australian Red-Brown carth using calcium and organic amendments. Aust. J. Soil Res. 32: 571-594.
- Cregan, P.D.; J.R. Hirth & M.K. Conyers. 1989. Amelioration of soil acidity by liming and other amendments. In: Soil Acidity and Plant Growth (ed. A.D. Robson), pp. 205±264. Academic Press, Sydney.
- Campillo R., R.; Sadzawka R., A. s.f. La Acidificación de los Suelos. Origen y Mecanismos Involucrados. INIA. 17 p.
- Chan, K.Y. & D.P. Heenan. 1998. Effect of lime (CaCO3) application on soil structural stability of a red carth. Aus. J. Soil Res. 36: 73-86.
- Duval, M.E.; J.A. Galantini; J.O. Iglesias; S. Canelo; J.M. Martinez & L.Wall. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. Soil Till. Res. 131: 11-19.
- Galantini, J.A. & Suñer, L. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. Universidad Nacional de Córdoba (Argentina). Facultad de Ciencias Agropecuarias. 15 pp.
- Imbellone, P.1996. Redistribución de carbonato de calcio de sucesiones cuaternarias de la llanura costera bonaerense. Asociación Argentina de Sedimentología. 3:63-76.
- Jacks G. & Sharma, V.P. 1995. Geochemistry of calcic horizons in relation to hillslope processes, southern India. Geoderma 67:203-214.
- Magra, G. & Ausilio A. 2004. Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Rosario. 8/2014. Rev. Agromensajes. 5 p.
- Miner, J. A. 1995. Revista Sustrai. Edición N°36. 5pp.
- Romero, N. 2003. Alfalfa: limitantes productivas en la región pampeana. Producción bovina de carne. www.produccion-animal.com.ar (última consulta dic. 2017)
- Roth, C.H. & M.A. Pavan. 1991. Effects of lime and gypsum on clay dispertion and infiltration in samples of a brazilian Oxisolls. Geoderma 48: 351-361.
- SAGPyA (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación de la Nación Argentina). Dirección de Producción Agrícola. 2004. Sistema de Apoyo Metodológico a los Laboratorios de Análisis de Suelos (SAMLA). Versión Electrónica. ISBN 987-9184-40-8.
- Spycher, G.; P. Sollins & S. Rose.1983. Carbon and nitrogen in the light fraction of a forest soil: Vertical distribution and seasonal patterns. Soil Sci. 135, 79-87.
- STATISTICA, 2011.
- Terron, P. U. 2010. Tratado de fitotecnia general. 2da edicion. Mundi prensa. Madrid. PP 895.
- Vázquez M. 2005. Calcio y Magnesio del suelo. Encalado y enyesado. Cap. 8: 161-185. En Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. Echeverría H., García F. (Eds). INTA, Buenos Aires, Argentina. 525 p.
- Vázquez, M.; A. Terminiello & G. Millán. 2008. Lixiviación de iones en un suelo tratado con enmiendas carbonáticas y yeso. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 16/5/08, Potrero de Funes, San Luis. ACTAS: 342. Trabajo completo versión electrónica.
- Vázquez M.; A. Terminiello; A. Casciani; G. Millán; P. Gelati; F. Guilino; J. García; J. Kostiria & M. García. 2010. Evaluación del efecto de enmiendas básicas sobre la producción de alfalfa (Medicago sativa L.) y propiedades edáficas en ámbitos templados argentinos. Ciencia del Suelo 28(2): 131-140.
- Vázquez, M.; Pagani A. 2013. Calcio y Magnesio. Manejo de Fertilización y Enmiendas.

C1P38. INFILTRACIÓN BÁSICA Y COMPACTACIÓN DEL SUELO EN RESPUESTA A LA INTENSIFICACIÓN DE LA ROTACIÓN CON GRAMÍNEAS.

Malmantile, Alberto; Gerster, Guillermo, R.; Salvagiotti, Fernando y Bacigaluppo, Silvina.

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, EEA Oliveros. Ruta 11, km 353. Oliveros. Argentina. malmantile.alberto@inta.gob.ar

RESUMEN

En la región centro-sur de Santa Fe, en los últimos años, se observó un claro predominio del monocultivo de soja, la escasa presencia de gramíneas en la rotación y el tránsito de la maquinaria sobre suelo húmedo, favorecieron la formación de bloques densificados. La compactación antrópica, especialmente en estos suelos con alto contenido de limo en los horizontes superiores, se ha identificado como una de las principales causas de su degradación que afecta la productividad y acelera la pérdida de calidad de las tierras agrícolas. En suelos ya afectados por compactación, la actividad radical es un factor primordial para la regeneración de su estructura. Las gramíneas, en especial el trigo, tienen una gran capacidad de exploración en zonas densificadas. La soja en cambio, presenta un sistema de raíces de escasa capacidad de exploración. En un ensayo de larga duración en siembra directa, implantado sobre un suelo Argiudol típico con severa degradación física (36 % de bloques masivos), se evaluó el efecto de la intensificación agrícola con gramíneas, sobre la infiltración básica, la presencia de bloques compactos (MΔ) y la producción del cultivo de soja. Las secuencias evaluadas fueron 1) Soja-Soja; 2) Soja-cultivo de cobertura-Soja; 3) Soja-Trigo/Soja-Maíz, 4) Soja-Trigo/Soja-Maíz-cultivo de cobertura y 5) Maíz-Trigo/Soja, utilizando trigo como cultivo de cobertura. Luego de 9 años, se observaron en promedio disminuciones del 50% de MΔ en los perfiles de suelo de las secuencias con gramíneas respecto a la situación inicial, aumentos en la infiltración básica del 170%, comparando el monocultivo de soja con las demás secuencias evaluadas. La soja de primera, de los tratamientos 2, 3 y 4, rindió en promedio, un 3,5% más que la del tratamiento 1. Estos resultados indicarían una mejora en la macroporosidad del suelo en la medida que se intensifica el uso de gramíneas en la rotación.

Palabras clave: bloques compactos; actividad radical; macroporosidad.

INTRODUCCIÓN

En la región centro-sur de Santa Fe, con predominio de suelos Argiudoles, se observó en los últimos años, una escasa presencia de gramíneas en la rotación de cultivos, donde el suelo es ocupado en un 70% por soja de primera y sólo un 15% por trigo/soja y otro 15% por maíz (EEA INTA Oliveros, 2016).

En esta región, donde las labores de siembra y cosecha se concentran en períodos lluviosos, el tránsito de maquinaria se produce habitualmente con contenidos de humedad de suelo elevados y cercanos al punto de máxima susceptibilidad a la compactación. La compactación antrópica, especialmente en estos suelos con alto contenido de limo en los horizontes superiores, se ha identificado como una de las principales causas de su degradación que afecta la productividad y acelera la pérdida de calidad de las tierras agrícolas por limitación del desarrollo radical de los cultivos (Plá Sentis & Nacci, 1990; Gerster & Bacigaluppo, 2004; Silva Rossi, 2005).

En Argiudoles típicos, Gerster & Bacigaluppo (2004), observaron sobre huellas generadas por el paso de tolvas auto-descargables sobre suelo húmedo un incremento en la densidad aparente, asociada a una pérdida de la macroporosidad que generó una reducción de la infiltración básica del 30%. Esto produjo una reducción en la exploración de raíces, sin embargo, la capacidad de exploración radical en sectores de suelo densificados fue diferente según se tratase de soja, maíz o trigo. El cultivo que presenta mayor dificultad de explorar zonas compactas es la soja, el maíz si bien logra superar los sectores densos presenta una distribución de raíces desuniforme, mientras que el trigo muestra una exploración radical en los sectores compactos similar a zonas sin transitar.

Por otro lado, Gerster *et.al.*, (2010), observaron menor resistencia mecánica a la penetración y mayor producción del cultivo de soja, por efecto de la inclusión de gramíneas en una rotación agrícola. Estas evidencias sugieren que en la medida que se incremente la participación de las gramineas en la rotacion, la mayor exploracion de las raíces mejorará indicadores de la fertilidad fisica en el largo plazo. Un ensayo de larga duración es el marco experimental ideal para poner a prueba esta hipótesis.

El objetivo de este trabajo fue evaluar al cabo de 9 años, los efectos de la intensificación agrícola con gramíneas sobre la infiltración básica, la presencia de bloques compactos (Masivos Δ) en el perfil edáfico y la producción del cultivo de soja de primera en un suelo Argiudol típico con severa degradación física.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en un ensayo de larga duración (ELD) conducido en la Estación Experimental INTA Oliveros (32º 32' S; 60º 51' O), cuyo objetivo general es estudiar los efectos a largo plazo de la intensificación agrícola basada en la inclusión de gramíneas, en lotes con degradación físico-química. Este ELD se inició en el año 2006 en un lote con más de 50 años de agricultura continua sobre un suelo Argiudol típico serie Maciel, manejado los últimos 8 años en siembra directa. Al momento del establecimiento del ensayo el lote presentaba problemas de compactación subsuperficial, con la presencia de un 36% de masivos delta (MΔ) (bloques de suelo sin porosidad estructural), medidos a través del perfil cultural (De Battista *et al*., 1993). El experimento se realizó con un diseño de bloques completos al azar con tres repeticiones evaluando 5 secuencias de cultivo en las que progresivamente se incrementa la participación de gramíneas: 1) Soja-Soja (S-S); 2) Soja- cultivo de cobertura-Soja (S-cc-S); 3) Soja-Trigo/soja-Maíz (S-T/S-M); 4) Soja-Trigo/soja-Maíz-cultivo de cobertura (S-T/S- M-cc) y 5) Trigo/soja-Maíz (T/S- M). En todos los casos se implantó trigo como cultivo de cobertura invernal. De esta manera, se obtuvieron diferentes índices de participación de gramíneas en las secuencias (tiempo ocupado por gramíneas en relación al total de cultivos en cada rotación): 0, 31, 29, 38 y 44% de participación en las secuencias 1, 2, 3, 4 y 5 respectivamente.

Cada unidad experimental fue de 13 m × 50 m. Al finalizar el tercer ciclo de rotaciones del experimento (9no. año), se evaluó la infiltración básica (Ib) con permeámetros de disco, en las 3 repeticiones tomando 5 mediciones por unidad experimental. Se realizó una trinchera (2m x 1m, hasta superar el horizonte Bt en profundidad) y se cuantificó la presencia de MΔ en los horizontes A+B1 mediante perfil cultural en dos repeticiones de los tratamientos 1, 2, 3 y 5. En los tratamientos 1, 2, 3 y 4, donde participa la soja como cultivo de primera, se cuantificó el rendimiento en grano con cosecha mecánica y se expresó al 13.5% de humedad. Los resultados de rendimiento de soja y la Ib, fueron analizados a través de un ANOVA utilizando el software estadístico InfoGen/P (2007).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Luego de 9 años, se observó un aumento promedio en la infiltración básica del 170%, comparando el monocultivo de soja respecto a las secuencias rotadas con gramíneas, con valores registrados de 9.5 mm/h hasta 29.5 mm/h (Figura1). En todos los tratamientos evaluados, esta variable aumentó significativamente respecto al tratamiento 1, aunque sólo en los dos más intensificados, tratamientos 4 y 5, se observó una velocidad de infiltración superior a 24 mm/h, valor de referencia tomado como probable para que por encima del mismo, el lote exprese una mejor calidad de suelo (Bacigaluppo *et al.,* 2017).

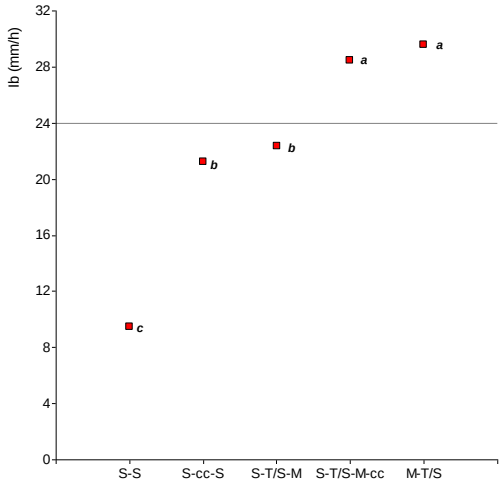


Figura 1: Infiltración básica en secuencias agrícolas con distinto grado de participación de gramíneas. Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<= 0,05). La línea horizontal representa el umbral por debajo del cual la infiltración afecta la calidad del suelo (Bacigaluppo *et al.,* 2017).

La Ib indica la velocidad de infiltración en un suelo saturado, donde el agua se mueve principalmente a través de los macroporos. Estos resultados muestran indirectamente la mejora lograda en el sistema de macroporos del suelo en estudio con el incremento de la proporción de gramíneas en las secuencias agrícolas.

En relación a la presencia de bloques MΔ en los perfiles de suelo, el monocultivo de soja presentó valores similares a la situación de inicio del ELD, observando un piso continuo con bloques masivos del 39 % del área. En cambio, en la medida que las gramíneas incrementaron su participación en la secuencia, se observó una reducción promedio del 50% en la presencia de bloques MΔ, respecto a la situación inicial. En la secuencia soja-cultivo de cobertura-soja, los bloques compactos disminuyeron a un 22%, mientras que en las secuencias donde participaron el maíz y el trigo como cultivos de grano, i.e. Soja-Trigo/soja-Maíz y Trigo/soja-Maíz, la presencia de estados masivos se redujo a 18% y 14%, respectivamente. En consecuencia, la inclusión de las gramíneas redujo en todos los casos la presencia de MΔ por debajo de 25%, valor de referencia tomado como probable para que por debajo del mismo, el lote exprese una mejor calidad de suelo (Bacigaluppo et al, 2017).

El cultivo de soja de primera, implantado sobre secuencias que incluyeron gramíneas ya sea como cultivo de cobertura o como cultivo de grano, rindió en promedio, un 3,5% por encima del rendimiento de soja en monocultivo. La secuencia S-T/S-M obtuvo el mayor rinde con 4643 kg/ha (Tabla 1).

Tabla1 Rendimiento de soja de primera 2014/15, luego del tercer ciclo de rotaciones en secuencias de cultivo con diferente participación de gramíneas.

Secuencia	Rendimiento (kg/ha al 13,5%Hº)	
S-T/S-M	4643	a
S-T/S-M-cc	4590	ab
S-cc-S	4433	bc
S-S	4393	c

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<= 0,05)

CONCLUSIONES

Luego de 9 años de secuencias con mayor participación de gramíneas, la infiltración básica y la presencia de bloques masivos mostraron cambios promedio del 170% y 50% respectivamente, siendo sensibles para mostrar las diferencias entre los tratamientos. Estos resultados indicarían una mejora en la macroporosidad del suelo en la medida que se intensifica el uso de gramíneas en la rotación.

BIBLIOGRAFÍA

- Bacigaluppo, S; G Gerster & F Salvagiotti. 2017. Ecorregión Pampeana, centro-sur de Santa Fe. Sistema productivo: agrícola continuo. En: Ediciones INTA. Manual de indicadores de calidad del suelo para las Ecorregiones de Argentina. Pp 259-266.
- De Battista, JJ; A Andriulo & C Pecorari. 1993. El Perfil Cultural: un método para la evaluación de sistemas de cultivo. Ciencia del Suelo Vol. 10-11: 89-93.
- EEA INTA Oliveros. 2016. Uso de la tecnología disponible en sistemas agrícolas del sur de Santa Fe. https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta-uso-tecnolgia-sistemas-agricolas-sur-santa-fe
- Gerster, G & S Bacigaluppo. 2004. Consecuencia de la densificación por tránsito en Argiudoles del sur de Santa Fe. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo: 303
- Gerster, G; S Bacigaluppo; M Bodrero & F Salvagiotti. 2010. Secuencia de cultivos, descompactación mecánica y rendimiento de soja en un suelo degradado de la región pampeana. XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Rosario. Argentina.
- InfoGen/P, 2007. www.info-gen.com.ar Estadística y Biometría U.N.C.
- Plá Sentis, I & S Nacci. 1990. Técnicas y equipos simplificados para evaluar propiedades físicas importantes para el manejo de suelos en los trópicos. XI Congreso Latinoamericano y II Congreso Cubano de la Ciencia del Suelo: 199-217.
- Silva Rossi, M. 2005. Impacto de la compactación sobre la calidad de los suelos en el sur de Santa Fe. PMP EEA INTA Oliveros Nº30: 94-98.

C1P39. NIVELES ALTOS DE CARBONO ORGÁNICO EN SUELOS DEL IMPENETRABLE CHAQUEÑO

Mansilla, Natalia P. [1]; Rojas Julieta M.[2].; Goytía, Silvia Y. [2]; Quiróz, Norma [1]

1 Ministerio de Producción, Provincia de Chaco, Coronel Falcón 149, Resistencia, Chaco Argentina. natalia.mansilla@hotmail.com

2 Estación Experimental Agropecuaria INTA Sáenz Peña. Ruta 95 Km 1108. Presidencia Roque Sáenz Peña. Argentina.

RESUMEN

El trabajo se desarrolló sobre dos sitios con Sistemas Silvopastoriles (SSP) actuales, comparando las características del suelo del SSP y el bosque nativo (BN) adyacente sometido a cambio en el uso del suelo (CUS), sobre diferentes tipos de suelos como parte de la medición de indicadores de calidad de suelo (ICS) en el marco de una tesis de maestría. Los SSP incluyen la generación simultánea de productos ganaderos, forestales y servicios ambientales en distintas combinaciones. Se determinó el contenido de carbono orgánico total (CO) por medio de la técnica de Walkey y Black, como uno de los indicadores propuestos para evaluar estos sistemas .Los contenidos resultaron variables, inferiores y superiores a los valores promedios de la escala propuesta por Rojas et al. (2016) para suelos de Chaco. Pero se hallaron valores inusualmente altos en el horizonte E de un Natracualf Típico, para ambas situaciones (SSP y BN), el horizonte A bajo SPP de un Natracualf Mólico y el horizonte A bajo SSP, de un Durustalf. Dados los valores extremadamente altos obtenidos (31,7 SSP, 37,3 monte del Natracualf T.; 33,2 Natracualf mólico y 33,2 Durustalf), se realizaron determinaciones interlaboratorio (Laboratorios FAZ Tucumán, Instituto Agrotécnico FCA, Chaco y Dirección de suelos, Chaco), obteniéndose los mismos resultados. Asumiendo la existencia de alguna interferencia, se realizaron lavados de carbonatos, obteniéndose los mismos resultados y en algunos casos mayores aún. Aunque se ha encontrado valores elevados de CO en suelos del Impenetrable chaqueño y en suelos de Ingeniero Juárez (Formosa), no se explica la causa de tan altos valores dadas las características visuales y el paisaje donde el suelo se halla incluído. Se concluye que si bien, se presentaron en algunas situaciones altos coeficientes de variación (62 % y 4,8 %) del contenido de CO de las situaciones analizadas, los valores obtenidos abren un gran interrogante sobre el origen de este carbono por encima de los valores de referencia y en horizontes que usualmente tienen menos carbono.

Palabras claves: sistemas silvopastoriles-materia orgánica- Chaco.

C1P40. IHO: EFECTO DE LA DISTRIBUCIÓN LATERAL DE LA COMPACTACIÓN POR TRÁNSITO DE LA MAQUINARIA AGRÍCOLA

Masola, María. J.[1]; Alesso, Carlos. A.[2];Ferreyra, Matías.[2]; Carrizo, María. E.[1] e Imhoff, Silvia.[1].

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Litoral. Conicet. Kreder 2805. Esperanza. Argentina.
[2]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Litoral. Kreder 2805. Esperanza. Argentina. josefinamasola@gmail.com.

RESUMEN

Los suelos agrícolas de la región pampeana Argentina presentan sus propiedades químicas y físicas degradadas. Esto se debe a que se ha intensificado su uso y por ello se utilizan máquinas de gran tamaño y peso. El uso del sistema de siembra directa y el tránsito aleatorio de las maquinarias en condiciones de inadecuada humedad provocaron que aproximadamente el 90% de la superficie agrícola se presente compactada. La adopción del sistema de tránsito controlado (TC) surge como una alternativa mundialmente reconocida para reducir la superficie compactada al 10-15%. El objetivo de este trabajo fue evaluar la distribución de la compactación generada por el TC en las sendas de tránsito permanente hacia zonas aledañas en un suelo agrícola de la región pampeana. Para ello, se llevó a cabo un experimento a campo, con un DBCA y 3 tratamientos: T0: sin compactación al inicio del experimento, T1 y T2: con 2 y 4 MPa en las sendas de tránsito permanente. Posteriormente todos los tratamientos recibieron el mismo manejo, respetando las sendas de tránsito en las operaciones de siembra y cosecha. Se extrajeron muestras de suelo no perturbadas en 4 posiciones en el horizonte superficial en una línea transversal a la senda de tránsito permanente y se construyó el Intervalo Hídrico Óptimo (IHO) para cada tratamiento y posición. Se observó que el IHO disminuye desde el centro de la senda hacia los costados. No se observaron diferencias en la amplitud del IHO entre sendas de tránsito, sin compactación.

Palabras clave: suelos degradados; tránsito controlado; propiedades físicas.

INTRODUCCIÓN

La seguridad alimentaria mundial constituye un desafío para la agricultura moderna ya que debe aumentar un 60% la producción de alimentos hasta el año 2050 para satisfacer las necesidades de la población (Bruinsma, 2009). Los suelos de la región pampeana argentina presentan sus propiedades físicas y químicas degradadas (Carrizo *et al*., 2011). Una alternativa propuesta para la recuperación de estos suelos fue la adopción del sistema de siembra directa. Este consiste en la no remoción del suelo y en mantener los residuos de los cultivos distribuidos uniformemente sobre la superficie del suelo, lo que genera numerosos beneficios ampliamente conocidos. Sin embargo, su adopción ha contribuido a la expansión de la frontera agrícola y a la intensificación de los sistemas debido a que permite incrementar la capacidad de labor de productores y contratistas. La necesidad de los agricultores de sembrar en fechas óptimas ha contribuido al desarrollo de maquinarias de gran tamaño y peso (Botta *et al*., 2006). El incremento en tamaño de la maquinaria acompañado por el uso del sistema de tránsito al azar dentro de los lotes agrícolas provocó que el 90% de su superficie presente compactación. Ésta se define como el proceso por el cual las partículas del suelo se reorganizan aumentando la densidad aparente debido a una reducción del volumen de poros (SSSA, 2008). Las alteraciones en la estructura del suelo debidas a este proceso tienen consecuencias negativas en la producción de los cultivos debido a que afecta el crecimiento de raíces y vástagos. Sin embargo, diversos autores han determinado que la respuesta de los cultivos a la compactación es variable (Li *et al*., 2009; Imhoff *et al*., 2010) debido a que la reducción del espacio poroso total y la alteración de la distribución del tamaño de poros y de su continuidad también es variable (Danfors, 1994; Imhoff *et al*., 2010). Como consecuencia, el balance de agua, aire y nutrientes del suelo se altera y su resistencia mecánica aumenta.

Diversas alternativas fueron propuestas para reducir y/o evitar la compactación de los suelos agrícolas. Una de ellas es la adopción del sistema de tránsito controlado de la maquinaria (TC) que consiste en establecer zonas de cultivo libres de compactación y sendas de tránsito permanente donde circula la maquinaria (Antille *et al*., 2015). Como resultado, la superficie compactada del lote es menor (10-20%). A pesar de las ventajas mencionadas por autores internacionales aún existe escasa información relacionada a la compactación inducida por el TC de la maquinaria agrícola en la región pampeana argentina. Por ello, el objetivo de este trabajo fue evaluar cómo se distribuye lateralmente la compactación generada por el TC en las sendas de tránsito permanente y en zonas aledañas y cómo esto afecta diversas propiedades físicas del suelo (i.e. resistencia mecánica a la penetración de raíces (RP), densidad aparente del suelo (Da), intervalo hídrico óptimo (IHO)) para desarrollar conocimientos que avalen la implementación de técnicas complementarias a las actuales que permitan mejorar la calidad de los suelos para optimizar la producción de los cultivos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización del sitio experimental

El estudio se realizó en un establecimiento agrícola en departamento Castellanos, provincia de Santa Fe (Argentina). El clima de la región es subhúmedo-húmedo con precipitaciones anuales que varían entre 920 a 1700 mm y régimen mesotérmico con una temperatura media anual de 19ºC. El suelo estudiado fue un Argiudol típico, serie Rafaela de textura franco limosa (25,5% de arcilla, 72% de limo y 25% de arena).

Diseño experimental y tratamientos

Inicialmente, en el área experimental se realizó una labranza vertical para eliminar la compactación existente en el horizonte superficial y someter a toda el área a la misma condición inicial. Luego, se delimitaron 9 parcelas de 10x50m en un diseño en bloques completamente aleatorizados. En dichas parcelas se definieron sendas permanentes de tránsito de la maquinaria y se establecieron 3 intensidades de tránsito al inicio del experimento (tratamientos). Para ello, se realizaron diferentes números de pasadas de una máquina cosechadora hasta alcanzar los niveles deseados de compactación. Esta operación se llevó a cabo con un contenido de humedad del suelo cercano a capacidad de campo (0,26 cm^{-3} cm^{-3}).Cada tratamiento se repitió tres veces.

El tratamiento control (T0) no recibió compactación adicional en la senda de tránsito permanente al inicio del experimento quedando definida sólo por la operación de siembra del primer cultivo de la rotación del productor (maíz).En los tratamientos T1 y T2se efectuaron pasadas con la máquina cosechadora hasta alcanzar 2 y 4 MPa respectivamente en la senda de tránsito. Posteriormente, al igual que el T0, en los tratamientos T1 y T2 se realizó la siembra del cultivo de maíz. Luego, todos los tratamientos recibieron el mismo manejo.

Determinaciones

Se recolectaron muestras de suelo con estructura no perturbada (cilindros de 5x5cm; n=36) en el horizonte superficial (0-10 cm) en cuatro posiciones diferentes siguiendo una línea transversal a las sendas permanentes de TC para cubrir áreas de suelo compactadas y no compactadas. Las posiciones de muestreo fueron: a) centro de la senda de TC, b) borde de la senda de TC, a 15 cm del centro de la senda de TC, c) a 10cm del borde de la senda de TC, d) entre sendas, a 70 cm del borde de la senda de TC, aproximadamente.

El IHO se realizó a partir de las curvas de retención hídrica (CRH) y de resistencia a la penetración (CRP) según la metodología propuesta por Silva *et al*. (1994) para cada valor de densidad aparente (Da) medido. Para ello, las muestras no perturbadas de suelo se saturaron gradualmente con agua y se pesaron para obtener el contenido de agua en saturación. Luego se equilibraron a diferentes potenciales mátricos (ψ): -0,001, -0,003, -0,006, -0,008 y -0,01 MPa en mesa de tensión y -0,03, -0,1, -0,4 y -1,5 MPa en ollas de baja y alta presión (Klute & Dirksen 1986). Cuando llegaron al equilibrio, se pesaron y se midió en cada muestra la resistencia a la penetración (RP) con un penetrómetro electrónico de laboratorio. Inmediatamente las muestras se secarona 105ºC para cuantificar el contenido gravimétrico de agua y la densidad aparente del suelo (Da) (Blake & Hartge 1986). Luego se calculó el contenido volumétrico de agua para elaborar la CRH para cada tratamiento (CRH, $\theta = f\ \psi$).

Los datos de la CRH se ajustaron según el modelo propuesto por Van Genuchten (1980) (Ecuación 1):

$$\theta=\theta r + (\theta s - \theta r) / [1 + (\alpha\psi)^n]^m \qquad \text{(Ecuación 1)}$$

Donde: θ = contenido de agua (cm^3 cm^{-3});θs= contenido hídrico de la muestra saturada (cm^3 cm^{-3}); θr= contenido hídrico residual de la muestra (cm^3 cm^{-3}) y α, n y m son parámetros de ajuste.

La relación funcional entre RP, θ y Da se obtuvo ajustando los datos al modelo no lineal sugerido por Busscher (1990) (Ecuación 2):

$$RP = a * \theta b * Da\ c \qquad \text{(Ecuación 2)}$$

Donde: a, b y c son parámetros de ajuste.

Los contenidos de agua correspondiente a capacidad de campo (θCC) y a punto de marchitez (θPMP) se obtuvieron a partir de la ecuación 1 para ψ = -0,03MPa y ψ = -1,5 MPa, respectivamente. La ecuación 2 se utilizó para

determinar el contenido de agua del suelo (θRP) en el que RP = 2 MPa, valor considerado como restrictivo para el crecimiento normal de las raíces de los cultivos. El contenido de agua del suelo que deja un volumen con aire del 10 %, denominada porosidad de aireación (θPA), se determinó mediante la ecuación 3:

$\theta PA=[(1- Da/Dp)-0,10]$ (Ecuación 3)

Donde: Dp = densidad de partículas del suelo (Mg m^{-3}).

El valor de Dp considerado fue de 2,6 Mg m^{-3}.Los coeficientes de los modelos de CRH y CRP se estimaron mediante regresión no lineal.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El IHO ha sido definido como el rango de contenido de agua del suelo, dentro del cual las limitaciones para el crecimiento de las plantas asociadas al potencial hídrico, la aireación y la resistencia mecánica a la penetración de las raíces son mínimas (Silva *et al.*, 1994). En la Figura 1 se presentan las amplitudes de dicho intervalo (cm^3 cm^{-3}) en función del rango de Da encontradas en los distintos tratamientos y posiciones.

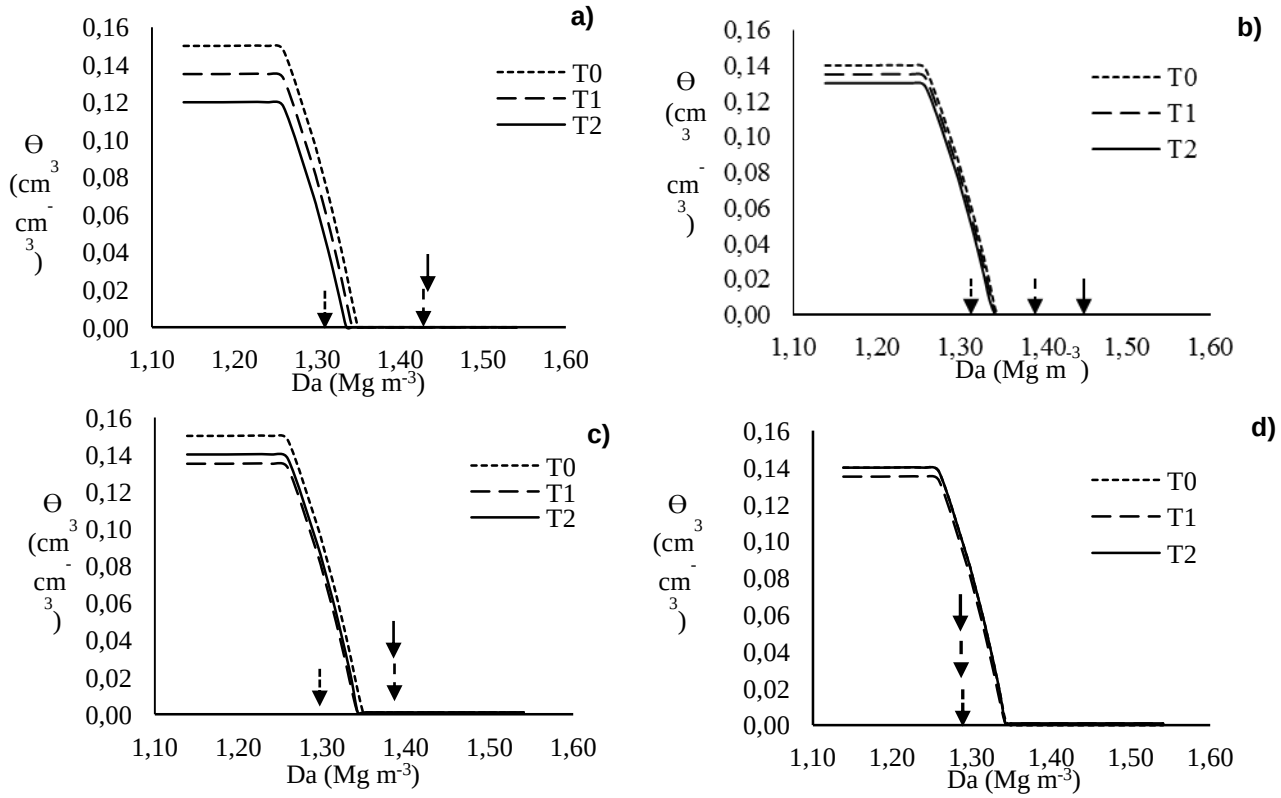


Figura 1. Amplitud del IHO (Θ, cm^3 cm^{-3}) en función de la densidad aparente del suelo (Da, Mg m^{-3}a) centro de la senda de TC, b) borde de la senda de TC, a 15 cm del centro de la senda de TC, c) a 10 cm del borde de la senda de TC, d) entre sendas, a 70 cm del borde de la senda de TC, aproximadamente.T0:tratamiento control, sin compactación inicial en la senda de tránsito, T1 y T2: 2 y 4 MPa respectivamente en la senda de tránsito permanenteal inicio del experimento. Las flechas indican la Da (Mg m^{-3}) promedio de cada tratamiento y posición.

En las posiciones a y b, que representan las zonas de mayor compactación, se observa que la amplitud del IHO es T0>T1>T2, es decir que disminuye a medida que la compactación aumenta. Esta reducción se debe a que el contenido hídrico a capacidad de campo disminuye en el mismo orden (T0: 0,27; T1: 0,26 y T2:0,24 cm^3 cm^{-3}) debido, probablemente, a que durante el proceso de compactación se alteró la estructura y elespacio poroso del suelo.Es ampliamente conocido que la compactación reduce primeramente macro y mesoporos, reduciendo el agua disponible entre capacidad de campo y el punto de marchitamiento permanente. Además, en la Figura 1 (posición a) se observa que el promedio de Da difiere ampliamente entre tratamientos (1,31; 1,43 y 1,44 Mg m^{-3} en T0, T1 y T2 respectivamente) por lo que el crecimiento de las plantas no se verá restringido por el estrecho IHO sólo en el T0, mientras que en los demás tratamientos el suelo presentará condiciones altamente restrictivas para el crecimiento de las plantas, principalmente

debido a valores elevados de RP (> 2MPa), inclusive con elevados contenidos hídricos. Esas restricciones se mantienen en los mismos tratamientos en la posición b, donde se observan valores de Da de 1,33; 1,39 y 1,45 Mg m^{-3} en T0, T1 y T2 respectivamente.

En las posición c (Figura 1) se observa que las diferencias entre las amplitudes de los IHO de los distintos tratamientos son menores entre T1 y T2 debido a que sus contenidos hídricos a capacidad de campo no difieren entre dichos tratamientos (0,26 cm^3cm^{-3}) aunque si distan del T0 (0,27 cm^3 cm^{-3}). Además, al igual que en las posiciones a y b, el promedio de las Da de los tratamientos (T1 y T2) difieren de T0.Por lo tanto, el estrecho IHO limitará el crecimiento de las plantas en la mayoría de las situaciones que se presenten (con elevados contenidos hídricos la limitante será la escasa aireación y con bajos contenidos hídricos la limitante será la elevada RP). Esto indica que la compactación generada por el TC de maquinaria se distribuye lateralmente hacia zonas no transitadas en este tipo de suelo.

En la posición d (Figura 1) no se observan diferencias entre la amplitud del IHO entre tratamientos, presentan similares promedios de Da y contenidos hídricos a capacidad de campo, indicando que las alteraciones del IHO se deben exclusivamente al tránsito de la maquinaria. Todos los tratamientos y posiciones presentaron similares contenidos hídricos en el punto de marchitez permanente (0,12 cm^3 cm^{-3}) ya que éste depende principalmente de la porosidad textural del suelo.

CONCLUSIONES

El TC de la maquinaria agrícola resulta una alternativa para mejorar diversas propiedades físicas del suelo y disminuir la superficie compactada de los lotes agrícolas de Santa Fe, sin embargo resulta necesario adaptar el ancho de trabajo de la maquinaria para facilitar la adopción de esta práctica. Posteriores estudios serán necesarios para evaluar el impacto de la distribución lateral de la compactación en el rendimiento de cultivos.

AGRADECIMIENTOS

Trabajo financiado por Proyecto PIP 677 CONICET.

BIBLIOGRAFÍA

- Antille, DL; S Imhoff; CA Alesso; WCT Chamen&JN Tullberg. 2015. Potential to Increase Productivity and Sustainability in Argentinean Agriculture with CTF: A Short Discussion. Acta Tec Agric 3: 83-87.
- Blake, G & K Hartge.1986. Bulk density. En: Klute, A (ed). Methods of soil analysis: Part 1-Physical and mineralogical methods.Vol 1. 2da edn. Pp. 363-375. Am SocAgr.
- Botta, GF; D Jorajuria; H Rosatto& C Ferrero. 2006. Light tractor traffic frequency on soil compaction in the Rolling Pampa region of Argentina. Soil & Till Res. 86: 9-14.
- Bruinsma, J. 2009. The resource outlook to 2050: by how much do land, water, and crop yields need to increase by 2050? Expert meeting on how to feed the world in 2050, June 2009. FAO of the United Nations, Rome.
- Busscher, WJ. 1990. Adjustment of flat-tipped penetrometer resistance data to a common water content. Tran of ASAE 33: 519-524.
- Carrizo, ME; M Pilatti; CA Alesso & S Imhoff. 2011. Atributos químicos de suelos argiudoles cultivados y no cultivados del departamento Las Colonias (Santa Fe). Ci. suelo. 29: 173-179.
- Danfors, B. 1994. Changes in subsoil porosity caused by heavy vehicles. Soil & Till Res. 29: 135-144.
- Imhoff, S; BD Kay; AP Da Silva & MA Hajabbasi. 2010. Evaluating responses of maize (Zea mays L.) to soil physical conditions using a boundary line approach. Soil & Till Res. 106: 303-310.
- Klute, A & C Dirksen. 1986. Hydraulic conductivity and diffusivity: laboratory methods. En: Klute, A (ed.). Methods of soil analysis: Part 1- Physical and mineralogical methods. Vol 1. 2da edn. Pp. 687-734. Am Soc Agr.
- Li, YX; JNTullberg& DMFreebairn. 2007. Wheel traffic and tillage effects on runoff and crop yield. Soil & Till Res. 97: 282-292.
- Silva, AP; B Kay& E Perfect. 1994. Characterization of the Least Limiting Water Range of Soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 58: 1775-1781.
- Soil Science Society of America. 2008. Glossary of Soil Science Terms: 2008.
- Van Genuchten, MT. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci Am J. 44: 892-898.

C1P41. EL TIPO DE SUELO COMO FACTOR CLAVE PARA DIFERENCIAR VINOS MALBEC DE VIÑEDOS DE ALTURA

Mezzatesta, Daniela. S.[1,2]; Berli, Federico. J.[1]; Fontana, Ariel. R.[1]; Urvieta, Roy A.[1,2]; Ortega, Pablo M.[2]; Mastrantonio, Leandro. E.[3]; Buscema, Fernando. G.[2] y Piccoli, Patricia, N.[1]

[1]Instituto Biología Agrícola Mendoza, UNCUYO-CONICET, Alte. Brown 500, M5528AHB, Chacras de Coria, Mendoza, Argentina.
[2]Catena Institute of Wine. Cobos s/n, Agrelo, Mendoza, Argentina.
[3]Cátedra de Edafología. Facultad de Ciencias Agrarias, UNCUYO, Alte. Brown 500, M5528AHB, Chacras de Coria, Mendoza, Argentina.
dmezzatesta@catenainstitute.com

RESUMEN

A nivel mundial, la calidad de uvas y vinos está asociada con el concepto de terroir, entendido como la interacción de diversos factores: material vegetal, características ambientales y manejo cultural de un sitio específico. En este contexto, el suelo cumple un rol principal, por tanto surge la necesidad de estudiar su impacto en la producción de uvas para vinos de alta calidad de la variedad más importante a nivel nacional y en las condiciones de la provincia de Mendoza, que concentra un 86% de su superficie cultivada. El experimento se llevó a cabo durante dos temporadas de cultivo (2016 y 2017) en un viñedo a 1450 m s.n.m. que presenta suelos aluvionales heterogéneos, manteniendo iguales condiciones de manejo e irrigación. La selección de las parcelas experimentales se realizó comparando mapas de conductividad eléctrica del suelo, profundidad de suelo (con 70 puntos de observación por hectárea) e índice de vegetación normalizada (NDVI). Se identificaron dos sectores contrastantes, uno con suelo superficial (SS) y otro con suelo profundo (SP). Dentro de cada sector, se distribuyeron 12 unidades experimentales (n=12) con 72 plantas cada una (seleccionadas en base a su homogeneidad de vigor). Los sectores se caracterizaron física y químicamente, tomando muestras de suelo y rizósfera a dos profundidades. Se midieron variables de expresión vegetativa y reproductiva de las vides de cada sector, incluyendo la bioquímica de las bayas para cada caso. Los vinos fueron elaborados bajo condiciones estandarizadas de vinificación (n=4) y analizados en cuanto a su composición química y características sensoriales. Los suelos tienen textura areno franca, donde SS presenta una profundidad menor a 45 cm, con tosca de espesor variable, un 77% de cantos rodados y un 4,3% de arcilla. SP tiene una profundidad mayor a 1,20 m, sin cantos rodados y un 2,6 % de arcilla. Asimismo, los suelos se diferenciaron en pH, contenido de materia orgánica y nitrógeno total, siendo mayores en SS. La expresión vegetativa, el rendimiento de plantas y la bioquímica de bayas y vinos se diferenciaron, independientemente de las variaciones climáticas de los dos años de estudio. La temporada 2017 fue más cálida y seca en primavera y verano (registros en base a estación meteorológica de la propiedad). Las plantas en SS presentaron menor expresión vegetativa (60,9% en brotes por planta, 61,5% en área foliar, 99,5% en largo de brote, 20% en diámetro de brotes; y menor rendimiento (291,7%), dado principalmente por un menor número de racimos por planta (46%) y bayas por racimo (43,4%) considerando ambas temporadas; adelantando la maduración en 9 y 14 días (2016 y 2017, respectivamente). SS presentó un incremento en la capacidad antioxidante de bayas (122,4%) y vinos (7,4%), valores que se correspondieron con una mayor proporción de compuestos fenólicos de alta capacidad antioxidante: flavonoles (230,5%), dihidroxiflavonoles (78,8%) y antocianos dihidroxilados (147%). Los vinos de ambos suelos se diferenciaron sensorialmente en una prueba triangular (p=0,01), y mediante panelistas entrenados se propusieron descriptores sensoriales únicos para caracterizarlos.

Palabras claves: Vitis vinifera, terroir, **viticultura**.

C1P42. CALIDAD ESTRUCTURAL Y COMPOSICIÓN CARBONADA EN SUELOS DE PRODUCCIÓN AGROECOLÓGICA EN EL CHACO HÚMEDO SANTAFESINO

Mieres, Luciano N.; Roulet, Maria S.; Pognante, Federico; Vitti, Daniela; Szwarc, Diego A.; Almada Melina A. y Menichelli; Marcela.

Estación Experimental Agropecuaria INTA Reconquista. Ruta 11 km 773, Reconquista, Santa Fe. Argentina. mieres.luciano@inta.gob.ar.

RESUMEN

Las prácticas de manejo determinan en el tiempo la composición orgánica de los suelos y su calidad estructural. El objetivo fue estudiar el carbono orgánico de suelos bajo manejos agroecológicos y su relación con la estabilidad del suelo ante factores ambientales. Se realizaron evaluaciones en julio del 2017 en la unidad experimental de producción agroecológica de INTA Reconquista, Santa Fe. Se tomaron muestras de suelo en dos profundidades (0 a 10 y 10 a 20 cm) en 5 situaciones, ganadería intensiva en pastizal, tres tipos de agricultura conservacionista y una de refugios vegetados espontáneos e implantados. Sobre ellas se determinó el carbono orgánico total (COT) y particulado (COP), el nitrógeno total y la estabilidad de agregados (EA). Las mayores diferencias entre manejos se dieron en COT, COP y EA en la profundidad 0 a 10 cm de suelo. El COT superficial fue 51% mayor en ganadería intensiva con respecto a la mejor de las situaciones agrícolas evaluadas, mientras que de 10 a 20 cm la diferencia fue solo 14% mayor en ganadería. El COP también fue mayor en pastizales pastoreados. La labilidad del carbono en agricultura es mayor que en pastizal, indicando por mayor relación COP/COT. La EA fue 41% superior en el pastizal respecto a agricultura, donde ante humectación rápida inducida, los agregados disminuyeron fuertemente su tamaño por estallido. Se estableció relación lineal positiva ajustada (R^2=0,90) entre el EA y COT. También entre EA y COP (R^2=0,72). El pastizal y los refugios vegetados presentaron mayor calidad fisicoquímica de suelo. El uso de cultivos de cobertura, en franjas y enmiendas orgánicas en agricultura, no bastó para generar diferencias en la composición carbonada del suelo, aunque si en la EA. Es pertinente continuar con evaluaciones tendientes a concretar prácticas de manejo en agroecología extensiva que recupere la calidad de los suelos.

Palabras claves: agregación, carbono de suelo, sustentabilidad

INTRODUCCIÓN

Los sistemas agropecuarios presentan en sus suelos variaciones en su calidad estructural en relación al ambiente, al manejo y al tiempo de realización de los mismos. La agroecología promueve diversos tipos de manejos tendientes a mejorar la calidad de los suelos como: realizar ganadería sobre pastos naturales e implantados, el uso de pastoreo rotativo intensivo donde las heces vuelven al suelo de forma directa, el pastaje intensivo de residuos de cosecha agrícola o de verdeos, agricultura pura con uso de prácticas conservacionistas como las rotaciones de cultivos, la aplicación de enmienda orgánica, la realización de abonos verdes, cultivos de cobertura y cultivos en franja entre otros, utilizándola menor cantidad posible de insumos. Al no utilizar agroquímicos, la agricultura agroecológica requiere realizar laboreos frecuentes para el control de malezas. La labranza frecuente tiende a concentrar menor cantidad de carbono orgánico particulado de forma superficial, con menor estabilidad de los agregados respecto de lotes sin labranza (Mieres & Lorenzini, 2014), lo que lo hace más vulnerable a la erosión. Gran parte de la pérdida de calidad de los suelos del chaco húmedo santafesino se debe al laboreo agrícola (Vivas *et al*., 1992). La adopción manejos conservacionistas es importantes en el norte de Santa Fe ya que los suelos presentan estados de degradación y erosión hídrica muy importantes que limitan la producción agropecuaria (Bonel *et al*, 2015). Las prácticas individuales que impactan positivamente sobre la estructura del suelo suelen presentar aumentos en las fracciones carbonadas más lábiles del sistema, como el carbono orgánico particulado (Cambardela & Elliot, 1992). Por ello, evaluar los efectos positivos sobre la estabilidad de la estructura es importante, ya que esto indicaría que el manejo preserva el suelo (Le Bissonais et al, 1996). Por ello, el objetivo de esta experiencia fue estudiar la composición de carbono orgánico de suelos franco limosos bajo distintos manejos agroecológicos combinados, considerando la relación de las prácticas de manejo con la estabilidad que presentan los agregados ante su estrés por agentes ambientales como el de lluvia y el esfuerzo mecánico.

MATERIALES Y MÉTODOS

Suelos y ambiente productivo

La evaluación fue realizada en la Estación Experimental Agropecuaria INTA Reconquista (29º15'33"S; 59º43'47"O) provincia de Santa Fe, Argentina, en invierno de 2017, sobre el modulo productivo "Unidad Experimental de Producción Agroecológica" (UEPA), que cuenta con una superficie total de 44 ha, distribuidas en tres lotes agrícolas, y uno ganadero, que se encuentran de refugios rodeados de áreas de vegetación espontánea y árboles implantados como parte del diseño de paisaje diverso. La capacidad de uso del sitio es agrícola-ganadera (3ws Ip-54), con suelo Argiudol acuertico como principal componente de la unidad cartográfica RTA04, según Mapa de Suelos de la Provincia de Santa Fe (Giorgi et al., 2009). El clima del sitio de estudio es de transición entre templado y subtropical subhúmedo seco. La temperatura media anual es 20°C, con máxima media anual de 25.5°C. La precipitación media anual es 1272 mm para la localidad de Reconquista y presenta una distribución que concentra el 70% desde octubre a marzo. Las situaciones relevadas como tratamientos se corresponden con 5 condiciones de manejos de suelo (Tabla 1).

Tabla 1. Manejos evaluados como tratamientos

Manejo	Descripción	Años	Cultivos-especies más importantes
A1	Agrícola con cultivo cobertura y enmiendas orgánicas	8	Rotación con trigo, soja, sorgo, algodón, maíz, girasol, avena negra, vicia, melilotus, trébol rojo.
A2	Agrícola con cultivo cobertura y en franjas	8	
A3	Agrícola con cultivo de cobertura	8	
G4	Ganadería de pastoreo rotativo Voisin sobre Pastizal natural e implantado	>15	Pastizal de aja amarilla, pasto macho, desmodium, pasto miel, pasto horqueta
RV5	Refugios perimetrales de vegetación espontánea y arboles	8	Algarrobo, fresno, paraíso, setaria, pasto horqueta, pasto miel, cola de zorro, trébol

Variables y técnicas analíticas

Se consideró información precedente de densidad aparente del suelo a nivel superficial para definir la profundidad de muestreo. Como esta fue similar entre los tratamientos propuestos se tomó muestras de suelo con pala, a igual profundidad de 0 a 10 y 10 a 20 cm, con tres repeticiones al azar por manejo. El suelo fue tamizado en húmedo con malla de 8 mm de diámetro y secado a temperatura ambiente (20 °C). Posteriormente se realizó un cuarteo del suelo y se tamizó en seco con malla de 2 mm. Sobre una submuestra se determinó el carbono orgánico total (COT) con la técnica de combustión húmeda (Walkley & Black, 1934) y el nitrógeno total (NT) por método Kjeldahl (Jackson, 1958). También se determinó carbono orgánico particulado (COP) mediante la técnica propuesta por Cambardella & Elliot (1992), tomando 20 gramos de suelo seco tamizado a 2 mm que fueron dispersados en tubos con 30 ml de agua destilada y 5 ml de hexametafosfato de sodio al 5 % en un equipo tipo vaivén a 180 golpes por minuto durante 3 horas. Luego, con tamiz de 50 µm, se separó el material más grueso de la dispersión húmeda lograda y se secó a 60°C durante 24 horas. Se registró el peso y se combustionó las alícuotas durante tres horas a 360 °C en mufla y se registró el peso (Eyherabide *et al.*, 2014). El COP se calculó como la diferencia de peso de la muestra, antes y luego de la combustión seca [grs y %]. De las muestras de suelo secas se separaron agregados de 5 a 3 mm de espesor con tamices y se determinó la estabilidad de agregados (EA) según el método de Le Bissonais *et al.*, (1996), para lo cual muestras de 5 gramos fueron sometidas al tamizado húmedo en etanol, siendo estas previamente expuestas a los pretratamientos humectación rápida por inmersión en agua (h-rápida), humectación lenta por capilaridad (h-lenta) y humectación con alcohol con agitado en agua para generar la desagregación mecánica (d-mecánica). Las partículas retenidas en el tamizado húmedo de cada pre-tratamiento fueron secadas por 24 hs, separadas por su tamaño en una columna de tamices (2000, 1000, 500, 200, 100 y 50 µm) y pesadas de forma individual por tamaño. Con esa información y para cada pretratamiento, se calculó el diámetro medio ponderado (DMP) de los agregados mayores a 50 µm, como el producto de los pesos individuales de agregados retenidos en cada malla por el tamaño nominal de cada malla y su suma posterior. Para el análisis de la información se realizó análisis de la varianza y se realizó comparación de medias con test LSD Fisher (α=0,05) para las variables estudiadas utilizando Infostat (Di Rienzo et al., 2015). Para establecer relación entre variables se realizó análisis de regresión lineal.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los tratamientos analizados presentaron diferencias significativas en dos profundidades analizadas (0 a 10 y 10 a 20 cm) para los contenidos de carbono orgánico total del suelo (COT; p=0,007) y carbono orgánico particulado (COP; p =0,02). La estabilidad de agregados (EA; p=0,009) y el nitrógeno total (NT; p=0,01) presentaron diferencias entre tratamientos solo de 0 a 10 cm de profundidad.

Los mayores contenidos de COT se dieron en suelos con manejo ganadero (G4) en ambas profundidades, mientras que la situación de refugios de vegetación espontanea (RV5) presentó contenidos menores a G4 pero mayores a las situaciones agrícolas A1, A2 y A3 (Tabla 2). Entre los manejos agrícolas no se presentaron diferencias de medias para esta variable. El COT fue 52% mayor en G4 respecto de A1 (mejor situación agrícola) en la profundidad 0 a 10 cm, mientras que dicha diferencia fue de 14% de 10 a 20 cm. También el contenido de NT presentó mayor contenido en G4 respecto de las demás situaciones, aunque sucedió solo de 0 a 10 cm de profundidad. Al analizar la relación COT/NT, se presentaron diferencias significativas en la profundidad 0 a 10 cm, donde G4 y RV5 presentaron mayor relación respecto de lotes agrícolas. (Tabla 2)

El COP del suelo manifestó mayor contenido en el tratamiento G4 respecto de los demás tratamientos, para la profundidad 0 a 10 cm. En la profundidad 10 a 20 cm se presentaron mayores contenidos de COP en G4, A1 y A2. La relación entre COP/COT también presentó diferencias significativas (p=0,03) entre tratamientos del estrato superior, donde fue menor en G4 y RV5 respecto de lotes agrícolas (Tabla 2). Esto indica que la labilidad del carbono presente en los lotes para producción de grano es mayor.

La estabilidad de agregados (EA) evaluada fue mayor en G4 y RV5 respecto de situaciones con agricultura (Tabla 2). El diámetro medio ponderado de los agregados de G4 fue 41% mayor que mejor situación agrícola A1. En la profundidad 10 a 20 cm, la EA no presento diferencias significativas entre tratamientos, pero si fue distinta a la EA media de los tratamientos en la profundidad 0 a 10 cm (p=0,001) donde fue 23% mayor. Al analizar por separado los efectos disgregantes inducidos, la humectación rápida (h-rápida) fue quien que generó más ruptura de los agregados. El estallido dado como consecuencia fue mayor en las situaciones agrícolas A1, A2 y A3 donde se registró menor diámetro ponderado medio (Tabla 2). Este se mantuvo 90% de mayor diámetro en la situación G4 respecto de la mejor situación agrícola en la profundidad 0 a 10 cm. La situación RV5 presentó mayor EA que los lotes agrícolas pero menor a G4. Otro efecto de disgregación inducido fue la degradación mecánica (d-mecánica), donde también la respuesta fue diferencial entre los tratamientos G4 y agrícolas. En este caso el diámetro medio ponderado fue 17% mayor en G4. Por otra parte la EA del tratamiento VE5 se diferenció en la profundidad 0 a 10 cm, de los tratamientos A2 y A3, donde fue al menos 23% mayor, mientras que no presento diferencias con A1. Esto último y el COT evaluado en VE5 indican que la agricultura realizada tiene a mantener menor calidad de suelo ya que en un inicio (8 años) RV5 fue parte de los mismos lotes agrícolas evaluados.

Tabla 2: Contenidos de carbono orgánico total de suelo (COT), nitrógeno total (NT), relación entre estas (COT/NT), carbono orgánico particulado (COP), relación carbono COP/COT, estabilidad de agregados media (EA), estabilidad de agregados ante pretratamientos humectación rápida (h-rápida), humectación en etanol con disgregación mecánica (d-mecánica) y humectación lenta (h-lenta) en dos profundidades de suelo (0 a 10 cm y 10 a 20 cm) en cinco situaciones de manejo agroecológicos.

Prof. cm	Manejo	COT %	NT %	COT/NT Rel 1:1	COP %	COP/COT Rel 1:1	EA mm	h-rápida mm	d-mecánica mm	h-lenta mm
0 a 10	**A1**	1,05 **a**	0,12 **a**	8,8 **a**	0,58 **ab**	0,55 **b**	1,21 **ab**	0,37 **a**	1,96 **a**	1,32 **b**
	A2	1,05 **a**	0,11 **a**	9,6 **a**	0,47 **a**	0,44 **ab**	1,02 **a**	0,35 **a**	1,81 **a**	0,90 **a**
	A3	0,94 **a**	0,11 **a**	8,6 **a**	0,50 **a**	0,53 **b**	1,08 **a**	0,40 **a**	1,89 **a**	0,94 **a**
	G4	1,60 **c**	0,15 **b**	10,7 **b**	0,68 **b**	0,42 **a**	1,53 **b**	0,77 **c**	2,57 **c**	1,26 **b**
	VE5	1,22 **b**	0,12 **a**	10,1 **ab**	0,49 **a**	0,40 **a**	1,33 **b**	0,59 **b**	2,06 **b**	1,33 **b**
10 a 20	**A1**	0,80 **a**	0,09 **a**	8,9 **a**	0,34 **b**	0,43 **b**	0,99 **a**	0,29 **A**	1,61 **a**	1,06 **b**
	A2	0,86 **a**	0,10 **a**	8,6 **a**	0,38 **b**	0,44 **b**	0,94 **a**	0,40 **B**	1,73 **a**	0,70 **a**
	A3	0,83 **a**	0,09 **a**	9,2 **a**	0,23 **a**	0,27 **a**	0,98 **a**	0,31 **A**	1,70 **a**	0,93 **b**
	G4	0,97 **b**	0,11 **a**	8,8 **a**	0,40 **b**	0,41 **b**	1,04 **a**	0,38 **B**	2,00 **b**	0,74 **a**
	VE5	0,88 **ab**	0,09 **a**	9,8 **a**	0,25 **c**	0,28 **a**	0,89 **a**	0,36 **B**	1,71 **a**	0,60 **a**

Letras distintas indican diferencias significativas entre medias para cada profundidad (LSD, alfa=o,o5)

Las variables analizadas (Tabla 2), indican que los lotes agrícolas presentan menor calidad estructural de suelos respecto de situaciones de manejo ganadero y los sectores vegetados de forma espontánea. El análisis de regresión de variables confirmó que las variaciones en la estabilidad de agregados de los suelos estudiados se asocian con el contenido de COT (Figura 1) de forma lineal positiva (R^2=0,90; p=0,0001), como ha sido indicado por Mieres & Lorenzini (2014). En las situaciones de manejo evaluadas la EA también presentó una asociación lineal con el COP, sin embargo el ajuste fue menor (R^2=0,72; p=0,004). Otros estudios realizados sobre suelos agriculturizados del norte de Santa Fe, luego de un periodo de 6 años de realizar SD y labranzas, indican valores de EA 1,56 y 1,1 mm respectivamente en la profundidad 0 a 10 cm de suelo (Mieres y Lorenzini, 2014). Esto permite inferir que la menor estabilidad en A1, A2 y A3 pudiera deberse al laboreo utilizado.

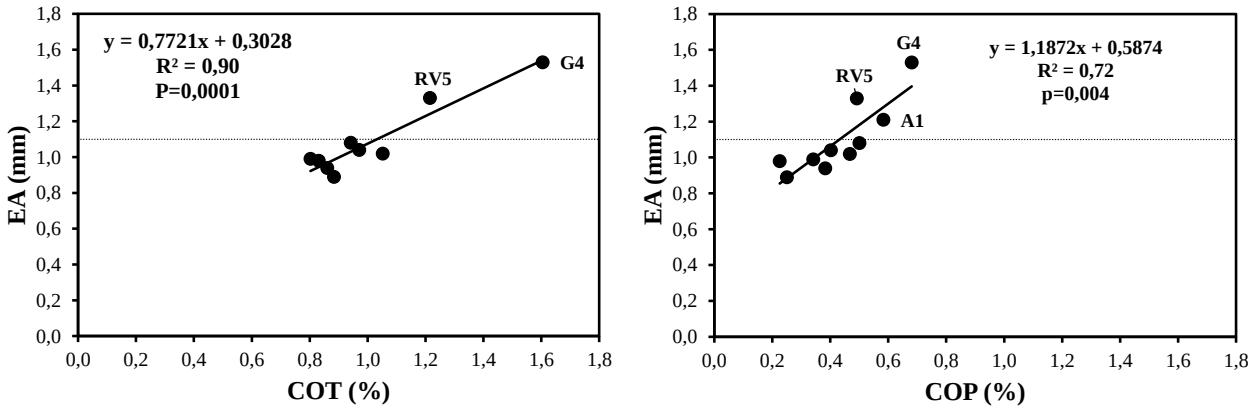


Figura 1: Relación de la estabilidad de agregados (EA) con el carbono orgánico total (COT) y el carbono orgánico particulado (COP) en suelos bajo producción agroecológica en el norte de Santa Fe.

CONCLUSIONES

Los contenidos de carbono orgánico de suelo fueron superiores en situación ganadera con pastizal natural y en situación de uso mixto. Estas situaciones presentaron a su vez los mayores contenidos de carbono orgánico particulado y la mayor estabilidad de agregados ante efectos de degradación producida por la humectación repentina y el esfuerzo mecánico. La realización de manejos diferenciales en agricultura, como la utilización de enmiendas y de cultivos franja no determinó que los suelos evaluados evidencie diferencias significativas entre manejos, en su composición carbonada, aunque si en su estabilidad estructural. Es importante continuar con evaluaciones tendientes a determinar el efecto de los manejos de suelos realizados en agroecología, tendientes a mantener y mejorar las condiciones fisicoquímicas de los suelos evaluados, sobre todo en agricultura agroecológica,

BIBLIOGRAFÍA

- Bonel B., J. Denoia, N. Di Leo y S. Montico. 2015. Provincia de Santa Fe. 2:275-285. En Casas R. y G. Albarracín (eds.). El deterioro del Suelo y del Ambiente en la Argentina. Tomo 2. 1a ed. FECIC. Editorial Dunken. Buenos Aires. 550 pp
- Cambardella, C.A., y E.T. Elliot. 1992. Organic changes across a grassland cultivation sequence. Soil. Sci. Soc. Am. J. 56:777-783.
- Di Rienzo, J.A., F. Casanoves, M.G. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada y C.W. Robledo. 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar.
- Eyherabide, M; Sainz Rozas, H; Barbieri, P. y Echeverría, H.E. Comparación de métodos para determinar carbono orgánico en suelo. Cienc. suelo [online]. 2014, vol.32, n.1
- Giorgi, R., R. Tosolini, V. Sapino, C. Leon y A. Chiavassa. 2009. Capacidad productiva de los suelos de la provincia de Santa Fe. INTA - CR Santa fe, EEA Rafaela.
- Jackson M.L., 1958 - Soil Chemical Analysis. Prentice Hall, Inc. Engelwood Cliffs, N.J.
- Le Bissonnais, Y., O. Duval y H. Gaillard. 2002. Mesure de la stabilité de sols pour l´évaluation de la sensibilité à la battance et à l´érosion. Fiche de protocole. INRA Orléans, Unité de Science du Sol.

- Mieres L. y E. Lorenzini. 2014. "Efecto del sistema de labranza sobre fracciones carbonadas de un suelo del Chaco Húmedo Santafesino". XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del suelo. Bahía Blanca, del 5 al 9 de mayo de 2014. En CD
- Vivas, H. S., V. E. Esperanza, A. F. Wuthrich, G. A. Lacelli y M. A. Sosa. 1992. Proyecto de agricultura conservacionista para el noreste de Santa Fe. Características edáficas, climáticas y productivas. INTA Reconquista. Public. Miscelanea N° 10, pp. 20
- Walkley, A & IA Black. 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37: 29-38.

C1P43. EFECTO DE LA APLICACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS DE TAMBO EN UN CULTIVO DE MAÍZ

Minoldo, Gabriela[1]; García Ramiro J[1].; Risone Nicolás[1]; Laurent Gabriela[1]; Iglesias Julio[1] y Miglierina Ana M[1].

[1]Universidad Nacional del Sur. San Andres 800. Bahía Blanca, Buenos Aires. Argentina. minoldogabriela@gmail.com

RESUMEN

El manejo de los residuos en sistemas de producción animal intensivo constituye un aspecto fundamental para la preservación del ambiente. En los sistemas de tambo el término "efluente" abarca las aguas servidas con desechos sólidos y líquidos. El compostaje de este tipo de residuos genera un producto estabilizado que puede adicionarse al suelo. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la aplicación de residuos sólidos de tambo sobre un *Calciustol Petrocálcico* y el rendimiento de maíz (*Zea Mays*. L.). Se realizó un ensayo de dosis combinadas de enmienda y fertilización nitrogenada. Se utilizaron tres dosis de enmienda (T, D1 y D2). En las parcelas testigo (T) y una dosis (D1) se aplicaron al azar y al voleo 0, 50, 100, 150 y 200 kg de N ha^{-1} como urea, en V8. Se determinó la concentración de N disponible (Nd) y el pH de 0-20 y 20-40 cm del suelo al inicio y luego de 68 días de aplicado el estiércol. Se registró la producción de materia seca total aérea (MSta) y grano del maíz. Se realizaron ANAVA y test de Diferencias Mínimas Significativas de Fisher. El aporte de la enmienda produjo una caída significativa del pH en ambas profundidades (D2=D1≤T). Luego de 68 días de la aplicación de la enmienda, se observó un cambio significativo positivo en los primeros 20 cm de suelo a partir de la dosis doble, sin diferencias entre dosis (T≤D1≤D2) que en promedio alcanzó los 17 µg g^{-1} A mayor profundidad (20-40 cm) la tendencia fue T<D1=D2. Se observó una caída de 20,8 µg g^{-1} de N disponible en T. La producción de MSta no se vio influenciada por la aplicación de enmienda (T=D1=D2), tanto en granos como en paja, sin embargo, el rendimiento de granos varió al aumentar el aporte de urea, dependiendo de la aplicación o no de estiércol. La proteína bruta en granos se encontró dentro o por encima del 7-10% con una tendencia de aumento a medida que se incrementó la dosis de N inorgánico y sin diferencias debido a la aplicación de estiércol. El uso de efluentes generados en el tambo como enmienda de suelos agrícolas, constituye una alternativa para la disminución de riesgos de contaminación ambiental y junto con ello, la mejora de las condiciones de sustentabilidad del sistema.

Palabras claves: efluentes tambo, enmienda, productividad maíz

INTRODUCCIÓN

El manejo de los residuos en sistemas de producción animal intensivo constituye un aspecto fundamental para la preservación del ambiente (FAO-INTA, 2012). Las características físico-químicas y biológicas de cada tipo de residuo definen sus posibles alternativas de manejo. En los sistemas de tambo el término "efluente" abarca las aguas servidas con desechos sólidos (materia fecal, restos de alimentos y barro) y líquidos (agua, orina, restos de leche y soluciones de limpieza de equipos de ordeñe y tanques de refrigeración) emitidos como consecuencia de la actividad de ordeñe. La cantidad de efluentes generados en cada establecimiento es variable y depende de factores como el número de vacas en ordeñe (VO), el tipo de alimentación y las prácticas de manejo, tomándose 50 L VO^{-1} $día^{-1}$ como valor de referencia. Una incorrecta disposición final de los residuos generados por esta actividad hace muy factible la contaminación de cursos de agua superficial y subterránea y del medio circundante (García, 2015).

En la Argentina existen algunas reglamentaciones referentes a las condiciones generales de los tambos. El Código Alimentario Argentino, en sus artículos 43 y 59, establece que de no existir un estercolero correctamente construido y con cierre hermético aprobado para su utilización por una autoridad competente, será obligatoria la extracción diaria del estiércol y demás residuos, trasladándolos a una distancia mayor de 50 m de la sala de ordeño, además de tomar recaudos para evitar la propagación de moscas (CAA, 2010). No obstante, en nuestro país es frecuente el vertido de efluentes de tambo a cursos de agua en forma directa o indirecta, según un relevamiento realizado en 65 tambos de la provincia de Buenos Aires (Nosetti *et al.*, 2002).

Una alternativa de tratamiento es el compostaje de este tipo de residuos a fin de obtener un producto final estabilizado que pueda adicionarse al suelo. El compostaje incrementa la concentración y disponibilidad de nutrientes y consigue la remoción de patógenos evitando la contaminación de aguas superficiales y subterráneas disminuyendo los riesgos de deterioro del ambiente (Charlón *et al.*, 2008). El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la aplicación de residuos sólidos de tambo sobre algunas características del suelo y el rendimiento y calidad de un cultivo de posterior.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio experimental

El estudio se realizó en la región del SO bonaerense, establecimiento "El Quebrado" partido de Adolfo Alsina, provincia de Buenos Aires (37º 09'38" S; 63º 20'28" O). El clima es subhúmedo seco y templado con una gran variabilidad (Glave, 2006). La precipitación anual media alcanza los 580 mm y la temperatura media anual es de 15ºC (entre 7,3ºC – 23,3ºC). La mayor frecuencia de heladas ocurre en julio y agosto y los vientos predominantes provienen del N-NO. El suelo clasifica como *Calciustol Petrocálcico*, franco grueso, inclinado, con limitaciones por escasa profundidad y en la base una potente costra calcárea (INTA, 1989).

En el establecimiento (350 ha), 100 ha se destinan a la producción bovina de leche. La base de dieta diaria varía según la estación del año; avena + triticale en otoño/invierno y sorgo o alfalfa en primavera/verano. Como complemento se utiliza alimento balanceado durante el día y al momento del ordeñe. Además, en otoño/invierno y primavera se realizan encierres nocturnos y suministra silaje de triticale, sorgo o maíz. El ordeñe automático, dos veces al día, genera aproximadamente 5.500 L efluente día^{-1}.

Manejo de los efluentes

El tratamiento de los efluentes se realiza en un sistema compuesto por un tamiz estático para la separación y recuperación de sólidos, 3 lagunas de estabilización en serie; la primera anaeróbica y las otras dos facultativas, y un filtro de arena y piedras (García, 2015). Una vez generado, el efluente se bombea hasta el tamiz. El líquido filtrado se evacúa hacia la segunda etapa del sistema, constituida por lagunas de estabilización (tratamiento secundario o biológico). Los sólidos acumulados sobre la malla se depositan ubican en un playón mediante una pala frontal, hasta obtener una pila de unos 3-4 m de largo y 1,5 m de alto. Cada pila, se forma al cabo de 35-40 días. Ubicada en su sitio final se procede a su desecamiento natural con ayuda de volteos (aireación) con pala frontal cada 5 o 15 días.

Diseño y manejo del ensayo

En 2014-2015 se realizó un ensayo de dosis combinadas de enmienda (pre-siembra) y fertilización sobre un cultivo de maíz (*Zea mays*) en una parcela (50 m x 50 m). El diseño experimental consistió de parcelas divididas en bloques completos aleatorizados (3). Como Factor Principal se consideró la dosis de enmienda (estiércol tratado) en parcelas de 750 m^2 (15 m x 50 m). Como Factor Secundario se consideró las dosis de fertilización nitrogenada en subparcelas de 45 m^2 (3 m x 15 m).

Para la caracterización del estado edáfico inicial, el 11/10/2014 se realizó un muestreo de suelo en cada bloque, a las profundidades 0-20 y 20-40 cm.

El 20/10/2014 se realizó la aplicación de la enmienda con una fertilizadora orgánica Fertec-Fértil 6500 (6.000 L de capacidad de tolva y 8 m ancho efectivo de labor). Para el cálculo de la cantidad promedio de dosis ha^{-1}de enmienda aplicada, se colocaron al azar 10 bolsas de superficie conocida en el ancho de labor y se pesó el material recolectado sobre ellas luego de una pasada. La Tabla 1 muestra la caracterización del efluente sólido tratado y cantidad aplicada al suelo.

Las dosis de enmienda utilizadas fueron:

- Testigo (T), sin estiércol,
- Dosis1 (D1), 9.184 kg ha^{-1} de residuo sólido del tambo tratado,
- Dosis 2 (D2), 19.295 kg ha^{-1} del mismo residuo.

El 10/11/2014 se realizó la siembra directa de maíz híbrido tolerante glifosato BZ Maxisilo GLR Plus (50.000 plantas ha^{-1}). El 27/12/2014 se muestreó suelo de 0-20 y 20-40 cm de profundidad, en cada bloque y parcela del factor principal. Además, en las parcelas T y D1 se aplicaron al azar y al voleo 0, 50, 100, 150 y 200 kg de N ha^{-1} en forma de urea, en estado vegetativo del cultivo entre V8 y V10. El 13/04/2015, en madurez fisiológica, se cosechó.

Determinaciones analíticas en el suelo y en el material vegetal

El suelo se secó al aire, se homogeneizó y tamizó por 2 mm y se realizaron las siguientes determinaciones analíticas: Nitrógeno disponible (Nd): N de nitratos (N-NO_3^-) y N de amonio (N-NH_4^+), Mulvaney (1996), pH, método

potenciométrico, suelo: agua (1:2,5). Las plantas cosechadas en madurez fisiológica, se secaron en estufa de aire forzado a 60ºC hasta peso constante. Se registró la producción de materia seca total aérea (MSta) y el rendimiento en grano del maíz. Se determinó el número de espigas; luego las mismas se trillaron separando el grano del resto de la MS aérea. Posteriormente se molió el grano con molino ciclónico y la paja con molino Wiley (tamiz de 40 mesh). Determinaciones analíticas: Nitrógeno total en grano y paja (Bremner, 1996).

Tabla 1. Caracterización fisicoquímica del residuo sólido tratado y cantidad de nutrientes aplicados al suelo.

Pila inverno-primaveral		D1	D2
		kg ha^{-1}	
Hº (%)	44	-	-
pH	6,4	-	-
C.E. (dS m^{-1})	1,4	-	-
C (%)	28	1440	3026
Nt (%)	2,1	108	227
C:N	13,3	-	-
P (%)	0,18	9,3	19,4
K (%)	0,40	20,6	43,2
Ca (%)	0,61	31,4	66,0
Mg (%)	0,17	15,6	18,4
Na (%)	0,19	9,8	20,5
Fe (%)	0,35	18,0	37,8
Mn (%)	0,05	2,6	5,4
Cu (ppm)	100	0,5	1,1
Zn (ppm)	300	1,5	3,2

H°: humedad; C.E.: conductividad eléctrica; C: carbono; Nt: nitrógeno total; P: fósforo; K: potasio; Ca: calcio; Mg: magnesio; Na: sodio; Fe: hierro; Mn: manganeso; Cu: cobre; Zn: zinc.

Evaluación estadística de los resultados

Los datos se analizaron estadísticamente mediante el programa INFOSTAT (Di Rienzo, 2016). Se realizaron ANAVA y test de Diferencias Mínimas Significativas de Fisher (DMS) para la comparación de valores medios.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante período en el que se realizó la experiencia (09/2014 y 04/2015), el clima de la región se vio afectado por el fenómeno meteorológico “el niño”, de invierno más cálido y primavera más lluviosa. Figura 1. Las precipitaciones en la localidad de Rivera superaron ampliamente el promedio anual histórico, 917 mm en 2014 y 1.130 mm en 2015. Esto influenció notoriamente los resultados esperados en esta experiencia tanto a nivel edáfico como productivo.

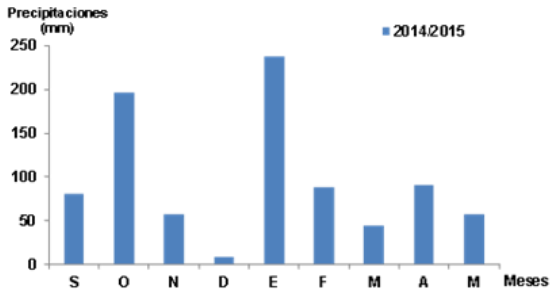


Figura 1: Distribución de las precipitaciones durante el período 2014-2015.

Efecto de la aplicación de la enmienda sobre algunas propiedades edáficas

Al inicio del ensayo los valores de N disponible en el suelo ($N\text{-}NO_3^-$ + $N\text{-}NH_4^+$) alcanzaban los 50 µg g^{-1} de 0-20 cm y 68 µg g^{-1} de 20-40 cm de profundidad. Figuras 2 y 3. Luego de 68 días de la aplicación de la enmienda, se observó un cambio significativo positivo en los primeros 20 cm de suelo a partir de la dosis doble, sin diferencias entre dosis (T≤D1≤D2) (p=0,0890) que en promedio alcanzó los 17 µg g^{-1} (Figura 2). A mayor profundidad (20-40 cm) la tendencia fue similar (p=0,0870) sin diferencias entre dosis (T<D1=D2) (Figura 3). En este caso, sin embargo se observó una caída importante (20,8 µg g^{-1}) de N disponible en el suelo testigo, lo que se atribuyó al lavado de nutrientes debido a las lluvias ocurridas, 254 mm entre octubre y noviembre .Figura 1. El suelo enmendado, en cambio, mantuvo los valores similares al nivel inicial, lo que podría indicar el de aporte de N desde la superficie.



Figuras 2 y 3: N disponible (NO_3^- + NH_4^+, µg g^{-1}) en los 0-20 y 20-40 cm de suelo enmendado con diferentes dosis de estiércol vacuno. T (testigo), D1 y D2 (dosis 1 y dosis 2 de enmienda). Letras diferentes indican diferencias mínimas significativas entre dosis (p≤ 0,10).

El pH del suelo al inicio fue 6,6 de 0-20 cm y 7,0 de 20-40 cm. Figura 4. El aporte de la enmienda produjo una caida significativa respecto del suelo testigo en ambas profundidades sin diferencias entre dosis (D2=D1≤T), (p=0,0051). Estos resultados coinciden con los publicados por Alvarez (2017), quien encontró la disminución de media unidad de Ph(0-40 cm) del suelo en el partido de Puan, luego de la aplicación de estiércol vacuno semicompostado previa un cultivo de cebada.

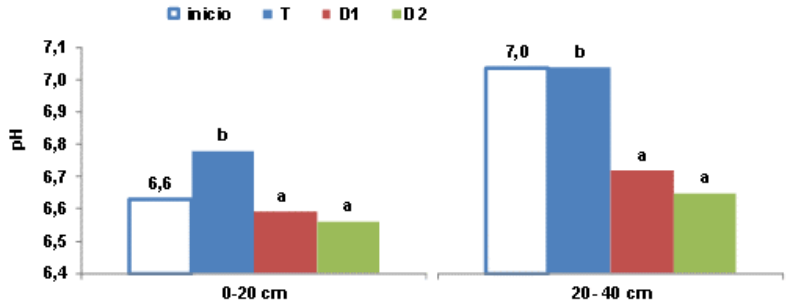


Figura 4: pH de 0-20 y 20-40 cm de profundidad en suelo testigo y enmendado con estiércol vacuno. T (testigo), D1 y D2 (dosis 1 y dosis 2 enmienda). Letras diferentes indican diferencias mínimas significativas entre dosis (p≤ 0,05).

Efectos sobre la productividad del cultivo

La producción de MSta no se vio influenciada por la aplicación de enmienda (T=D1=D2), Figura 5. Esto se observó tanto a nivel de la producción de granos (p=0,5123; DMS=955) como de paja (p=0,6110; DMS=1212). Los índices de cosecha (IC) fueron casi del 50 %, superiores aun a los encontrados por Sinclair *et al*. (1990), en un estudio de maíz sometido a diversas condiciones de déficit hídrico, en el que se observaron IC alrededor de 47,5% bajo estrés hídrico moderado. En el este estudio, los valores se atribuyeron al efecto negativo sobre el estado del cultivo de una fuerte tormenta ocurrida el 5/01/2015. donde precipitaron más de 200 mm, además de granizo en un lapso de tres horas, con

ráfagas de viento superiores a 100 km ha^{-1}. Este fenómeno afectó gravemente el cultivo, produciendo que un gran porcentaje sufra la quebradura de tallos y pérdida de follaje. Figuras 5. Las plantas sobrevivientes sufrieron la incidencia del hongo *Ustilago maydis*, que a través de las heridas en el follaje colonizó el tejido y provocó espigas con androginia y formación de las típicas agallas. Figuras 6. Esto explicaría en gran parte los bajos rendimientos encontrados.

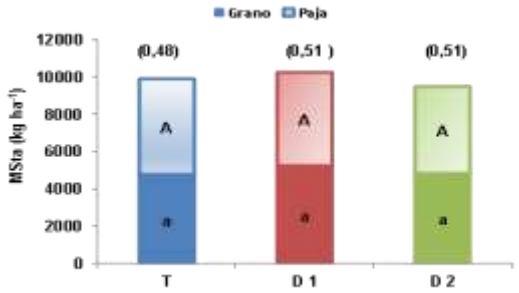


Figura 5: Efecto de la aplicación residuos sólidos de tambo sobre la producción de materia seca total aérea de maíz (MSta, kg ha^{-1} en grano y paja). T (testigo), D1 y D2 (dosis 1 y dosis 2 de enmienda). Entre paréntesis: índice de cosecha. Letras diferentes mayúsculas o minúsculas entre sí, indican diferencias significativas (p≤0,05).

La producción de granos varió al aumentar el aporte de urea, dependiendo de la aplicación o no de estiércol (p=0,0354). Figura 6. Con dosis crecientes de N en T se produjeron incrementos de rendimiento (p=0,0540; DMS=1015). La curva de respuesta se ajustó a una función cuadrática con un máximo a la dosis 90,4 kg de N (5153 kg ha^{-1}). En este punto, sin embargo, los rendimientos apenas alcanzaron los obtenidos en D1 sin aplicación de urea (5234 kg ha^{-1}). La combinación de estiércol y distintas dosis de fertilizante nitrogenado, en cambio, no produjo efectos significativos sobre la producción de granos (p=0,4949; DMS=990).

Los porcentajes de proteína bruta (PB) de los granos de maíz en general varían entre 7-10 %, siendo los menores de todos los granos (Fernández Mayer, 2016). La PB determinada se encontró dentro o por encima de ese rango, con una tendencia general de aumento en la medida que se incrementó la dosis de N inorgánico (p=0,0581), sin diferencias debido a la aplicación de estiércol (p=0,2656). Los valores extremos se encontraron en los granos con 0 y 50 kg de N ha^{-1} (8,5 %) coincidiendo con los mayores rendimientos y para la dosis de 200 kg N ha^{-1} (11,3 %).

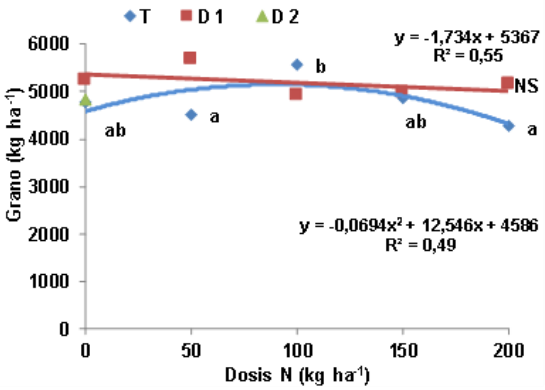


Figura 6: Producción de maíz (kg ha^{-1}) bajo distintas dosis de residuos sólidos de tambo y fertilización inorgánica. T: testigo, D1 y D2: dosis 1 y dosis 2 de enmienda. Letras diferentes indican diferencias significativas (p≤0,05) entre dosis de N inorgánico en D1 y D2. NS (diferencias no significativas).

CONCLUSIONES

El uso de efluentes generados en el tambo como enmienda de suelos agrícolas, constituye una alternativa para la disminución de riesgos de contaminación ambiental y junto con ello, la mejora de las condiciones de sustentabilidad del sistema. Al mismo tiempo, constituye una herramienta de manejo de gran utilidad ya que modifica favorablemente el estado edáfico y el ciclado de nutrientes, e indirectamente, los potenciales productivos.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la dirección de la Escuela Agropecuaria "Dr. Bernardo de Irigoyen" de la localidad de Rivera, por facilitar la realización de este trabajo, como así también a la Universidad Nacional del Sur por el financiamiento del mismo (PGI 24 A /203).

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez WR. 2017. Efecto de la aplicación de estiércol vacuno sobre algunas propiedades físicas y químicas De un suelo de la región semiárida bonaerense. Tesina de grado. Depto. Agronomía, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina. Pp 53.
- CAA Código Alimentario Argentino. 2007. Capítulo II Condiciones generales de las fábricas y comercios de alimentos. "Tambos". Art: 43-59. (Actualización octubre de 2010). http://www.anmat.gov.ar/alimentos/normativas_alimentos_caa.asp
- Charlón V & P Serrano. 2008. Efluentes en las instalaciones de ordeñe. EEA INTA Rafaela. Pp 1-30.
- Di Rienzo JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. InfoStat versión 2013, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina, URL http://www.infostat.com.ar.
- FAO – INTA 2012. Buenas Prácticas Pecuarias (BPP) para la producción y comercialización porcina familiar ISBN 978-92-5-306794-7. Higiene y manejo integrado de plagas. Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Argentina (11). Pp 221-236.
- Fernández Mayer A. 2016. ¿El grano de maíz es el mejor de todos? Similitudes y diferencias entre los granos de cereal. https://www.engormix.com/ganaderia-carne/articulos/grano-maiz-mejor-todos-t33122.htm
- García KE. 2015. Manejo de efluentes en instalaciones tamberas. Estación Experimental Agropecuaria Rafaela. Santa Fe, Argentina. Trabajo presentado en la 6ª Jornada Nacional de Forrajes conservados en EE INTA Manfredi. Tecnología Láctea Latinoamericana Nº 88. Pp 56-60.
- Glave A. 2006. Influencia climática en el sudoeste bonaerense y sudeste de La Pampa. Acaecer, 31(360):18-23. www.produccion-animal.com.ar
- INTA 1989. Mapa de suelos de la Provincia de Buenos Aires. SAGyP-INTA, Buenos Aires. Proyecto PNUD ARG. 85/019. Moscatelli, G., Salazar Lea Plaza J.D. (Ed). Pp 525.
- Nosetti L; MA Herrero; M Pol; V Maldonado & MS Iramain. 2002. Cuantificación y caracterización de agua y efluentes en establecimientos lecheros; I. Demanda de agua y manejo de fluentes. Rev. In.Vet. 4(1): 37-43.

C1P44. IMPACTO DE LA INVASIÓN DE *HIERACIUM PILOSELLA* SOBRE PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL SUELO EN PASTIZALES FUEGUINOS

Moretto, Alicia S.[1,2]; Pancotto, Verónica[1,2]; Escobar, Julio[2]; Mansilla, Romina[2,1] y Cipriotti, Pablo A.[3,4]

[1]Instituto de Ciencias Polares, Recursos Naturales y Ambiente (ICPA), Universidad Nacional de Tierra del Fuego (UNTDF), FuegiaBasket 251, Ushuaia , Tierra del Fuego.
[2]Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC)- CONICET, Bernardo Houssay 200, Ushuaia, Tierra del Fuego
[3]Universidad de Buenos Aires (UBA), Facultad de Agronomía, Dpto. de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información. Av. San Martín 4453, Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
[4]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Instituto de Investigaciones Fisiológicas y Ecológicas vinculadas a la Agricultura (IFEVA), Av. San Martín 4453, Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
amoretto@untdf.edu.ar

RESUMEN

Hieracium pilosella L. es una hierba perenne originaria de Eurasia que ha invadido pastizales sub-húmedos alrededor del mundo, principalmente en zonas templadas-frías. A escala local *H. pilosella* se propaga rápidamente mediante la formación de parches mono-específicos a través de estolones provocando un reemplazo florístico por la sustitución de especies nativas y palatables (mayormente graminoides) y la consecuente disminución de la biomasa forrajera de los pastizales originales. Las invasiones por plantas exóticas pueden a su vez provocar cambios complejos en la fertilidad edáfica y los ciclos de nutrientes, que favorecen más a las especies exóticas que a las nativas, y por tanto facilitan la invasión y dificultan la recuperación del ecosistema nativo. En Tierra del Fuego (Argentina), la invasión de *H. pilosella* se encuentra muy extendida en la región de la estepa (norte de la isla), donde comúnmente reemplaza a las especies nativas del inter-coironal o los inter-espacios entre arbustos. El objetivo de este trabajo fue evaluar los cambios físicos y químicos que presenta el suelo en los parches de suelo donde crece *H. pilosella* y compararlos con el suelo de los interparches. En la primavera del 2016, se tomaron 5 muestras compuestas de 4 puntos cada una, de los 10 primeros cm del suelo, en parches e interparches, para un total de 6 sitios ubicados en la zona norte de Tierra del Fuego. Las variables analizadas fueron: densidad aparente, pH, humedad, materia orgánica, Ntotal, N disponible, P disponible, CIC, y los contenidos específicos de Ca, Mg, Mn, Cu, Na, Zn y K. El suelo bajo parches dominados por *H.pilosella* presentó una disminución significativa ($p<0.05$) del 46.8% en la densidad aparente, el 3.4% en el pH, el 8.6% en el N total y el 18% en el P disponible. Además hubo diferencias marginales ($0.05<p<0.1$) en Na y Cu, mientras que no se detectaron diferencias para el resto de las variables analizadas. A partir de estos resultados podemos evidenciar que los suelos impactados por la invasora presentaron cambios en algunas características químicas importantes para el funcionamiento del suelo que conllevaría a cambios en la microbiota edáfica, principalmente en los microorganismos implicados en la descomposición de hojarasca y en el ciclo del nitrógeno, alterando procesos claves de los ecosistemas.

Palabras clave: cationes, especies invasoras, nutrientes.

C1P45. EFECTOS ACUMULADOS EN 7 AÑOS DE CULTIVOS DE COBERTURA SOBRE MATERIA ORGÁNICA Y PROPIEDADES FÍSICAS

Oderiz, Juan A.[1]*; Uhaldegaray, Mauricio G.[1]; Frasier, Ileana[1]; Fernández, Romina[1]; Amiotti, Nilda[2] y Quiroga, Alberto[1]

[1]EEA INTA Anguil, Ruta 5 km 580, CP 6326, CC 11. Anguil, La Pampa.
[2] Departamento de Agronomía – UNS. 8000 Bahía Blanca, Buenos Aires, oderiz.juan@inta.gob.ar

RESUMEN

La materia orgánica (MO) tiene efectos sobre la mayoría de los procesos físicos, químicos y biológicos que se producen en el suelo. También de ella depende el mantenimiento del sistema poroso y/o la recuperación de suelos que han perdido los poros de mayor tamaño. En tal sentido, la intensificación que ha ocurrido en los sistemas de producción actuales requiere de la aplicación de prácticas de manejo que permitan mantener adecuados niveles de MO, como por ejemplo la inclusión de cultivos de cobertura (CC) en las rotaciones. El objetivo del presente trabajo fue evaluar los efectos acumulados (7 años) de la inclusión de cultivos de cobertura (gramíneas y leguminosas) sobre propiedades físico-hídricas de un *Paleustol petrocálcico* con manto calcáreo a 100 cm de profundidad. Los tratamientos evaluados fueron barbecho químico sin cobertura invernal (T), centeno (*Secale cereale*) (C) y vicia villosa (*Vicia villosa*) (V). Se evaluó infiltración por el método de doble anillo, y en dos profundidades (0-10 y 10-20 cm) se determinó el contenido de MO, la densidad aparente (DAp) y densidad aparente máxima (DAmax) utilizando el test Proctor. Los contenidos de MO en el estrato de 0-10 cm fueron 2,37; 2,63 y 2,75% para T, C, y VC, respectivamente. Sin embargo, en la profundidad de 10-20 cm no se observaron diferencias de este indicador. De forma similar, los valores de DAp mostraron diferencias solamente en el estrato superficial (1,31; 1,28 y 1,25 g cm^{-3} para T, C y VC, respectivamente). Por otro lado, no se vieron cambios en la DAmax, siendo en promedio 1,45 gcm^{-3}en el estrato superficial y 1,52 gcm^{-3}en la profundidad de 10-20 cm. Respecto a la infiltración de agua en el suelo, solamente se encontraron diferencias entre T (25 mmh^{-1}) y los dos CC que arrojaron un valor promedio de 40 mmh^{-1}. Estos resultados preliminares muestran tendencias en algunos indicadores físico hídricos luego de 7 años de efectos acumulados (solo significativos en el estrato superior del perfil) y la posible contribución de los CC para mitigar perdidas en la calidad de los suelos.

Palabras clave: infiltración, densidad aparente, Paleustol petrocálcico

C1P46. ¿LA FÍSICA Y EL AGUA DEL SUELO INFLUYEN SOBRE LOS RENDIMIENTOS?: ANÁLISIS BAJO TRES SISTEMAS DE MANEJO

Osinaga, Natalia; *Aciar, Martín; Osinaga, Ramón; Mamaní, Cristian; Navas, Joaquín; Gutierrez, Diego; Delgado, Rodrigo; Ducci, Antonella; Herrera, Julieta; Lorenzo, Javier y Riva, Luis.

*Escuela de Agronomía. Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta. Av. Bolivia 5150. Salta. Argentina. martin_aciar@yahoo.com.ar

RESUMEN

La aparición de sistemas exclusivamente agrícolas bajo labranza convencional (LC) con arado y otros implementos de labranza intensiva produjeron pérdidas de la calidad de los suelos, a raíz de esto se adoptaron sistemas de labranza conservacionistas, que reducen la agresión de la propia maquinaria sobre los mismos pudiendo incrementar la producción agrícola. El objetivo fue evaluar el efecto de diferentes sistemas de manejo (SM): siembra directa (SD), labranza mínima vertical (LMV) y LC sobre las propiedades físicas del suelo, su contenido de agua y su influencia en el rendimiento del cultivo de poroto en parcelas de largo plazo con un suelo Ustocrepte Udico. Los rendimientos siguieron el siguiente orden: SD 2244 kg ha^{-1} > LMV 2023 kg ha^{-1} > LC 1550 kg ha^{-1}. El sistema convencional tiene rendimientos muy bajos muy influenciados por el endurecimiento que se presenta en todo el perfil (>2MPa), por sus bajo contenido hídrico gravimétrico (CHG=7.8 g kg^{-1}) y su baja agua útil total (AUT=13mm) hasta el 1.5 m de profundidad. Los sistemas conservacionistas (SD y LMV) logran retener mayor AUT (LMV=106mm, SD=64mm), tienen elevado CHG (12.8 g kg^{-1}) y presentan un menor nivel de endurecimiento. La variable que mejor correlacionó con el rendimiento fue el CHG (r^2=0.62). Los SM influyen sobre las propiedades físicas y estos a su vez sobre el contenido de agua de un suelo ya que afecta la macroporosidad. El rendimiento, al estar altamente condicionado por el agua útil presente en el suelo, se ve afectado por la calidad física del mismo, sobre todo por los procesos de compactación.

Palabras claveS: densidad aparente, resistencia a la penetración, humedad

INTRODUCCIÓN

La aparición de sistemas exclusivamente agrícolas bajo labranza convencional (LC) con arado y otros implementos de labranza intensiva produjeron pérdidas de la calidad de los suelos, principalmente por erosión, disminución en el contenido de materia orgánica, así como una constante pérdida de la fertilidad, a causa de los laboreos frecuentes (Restelli *et al.*, 1998; Díaz-Zorita *et al.*, 2004). A raíz de esto se adoptaron sistemas de labranza mínima o cero (labranzas conservacionistas), que reducen la agresión de la propia maquinaria sobre el suelo (Chagas *et al.*, 1994; Studdert, 1996). Estos tienden a controlar la erosión, restituir la fertilidad y las condiciones estructurales, aunque algunos pueden producir efectos adversos en los horizontes superficiales (Hammel, 1989).

A principios de la década de 1990 comienza la difusión de la siembra directa (SD). Esta técnica se adoptó en el país por los bajos costos de producción, por la posibilidad de incorporar áreas menos productivas (Satorre, 2005; Derpsch *et al.*, 2010), por el ahorro de tiempo operativo y por la nula remoción del suelo que permite reducir la erosión, recuperar la estabilidad de los agregados, conservar el agua y aumentar el secuestro de carbono (Carter, 1988; Panigatti *et al.*, 2001; Díaz Zorita *et al.*, 2002; Viglizzo *et al.*, en Viglizzo y Jabbagy, 2010). Pese a tener muchas ventajas, la SD puede impactar negativamente sobre algunas propiedades físicas del suelo superficial, ya que se reduce la formación mecánica de macroporos y se tiende a la formación de estructuras de tipo laminar y masiva (Sasal *et al.*, 2006; Strudley et al. 2008; Álvarez *et al.*, 2009; 2012). Todo esto es acentuado por el tránsito de las maquinarias pesadas que producen compactación excesiva, sobre todo cuando el suelo se encuentra húmedo (Botta *et al.*, 2004).

Estos efectos sobre las propiedades físicas del suelo afectan a otras relacionadas con el uso eficiente del agua de lluvia. Para conservar y manejar el agua del suelo, es necesario conocer el impacto de los sistemas de manejo (SM) sobre estas propiedades, sobre todo en regiones donde las precipitaciones son limitadas, como ocurre en el Valle de Lerma de la Provincia de Salta. Existen numerosos trabajos a nivel mundial que evalúan el efecto de los sistemas de labranza sobre el contenido de agua del suelo (Yoo et al., 1994; Lyona et al., 1998; Uribe et al., 2002; Mc Vay et al., 2006; Aciar et al., 2008; Jemai et al., 2013; Blanco-Canqui et al., 2004, 2017; Xiobin et al., 2011; Stone & Schlegel, 2015; Kinoshita et al., 2017), algunos afirman que los sistemas convencionales incrementan la infiltración del agua, aflojando las capas compactadas y por lo tanto aumentan el agua útil total disponible para la planta. Otros concluyen que la labranza reduce la infiltración, la estabilidad estructural y la macroporosidad aumentando la formación de costras en superficie y causando la

consolidación del suelo después de la labranza en ausencia de residuos en superficie, lo que reduce el AUT. Y finalmente algunos autores dicen que el AUT no se ve afectada por el sistema de manejo en experimentos de largo plazo.

En el año 1990 se inició en la Estación Experimental Agropecuaria (EEA) Salta de INTA, experiencias en macroparcelas, donde se comparan SM conservacionistas y convencional. El objetivo es seleccionar uno o más SM que permitan revertir el proceso de degradación del suelo y contribuir al aumento de la productividad del cultivo (Arzeno & Corvalán, 2001). En el seguimiento de estas experiencias se evaluaron propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, las que en los últimos años fueron utilizadas en especial para el desarrollo, ajuste y calibración de distintos indicadores de calidad del suelo (Aciar *et al.,* 2008).

El propósito de este trabajo fue evaluar el efecto de diferentes sistemas de labranza sobre las propiedades físicas del suelo, su contenido de agua y su influencia en el rendimiento del cultivo de poroto (Phaseolus vulgaris) sobre un Ustocrepte Udico

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de muestreo y tratamientos

El presente trabajo se desarrolló en las PLP en la campaña 2016/2017, ubicadas en EEA Salta (INTA), localidad de Cerrillos a 1250 m.s.n.m (24°53'26'' S – 65°28'26'' O). Comprenden una superficie de unas 8 ha, subdivididas en subparcelas de aproximadamente 2 ha (100 x 200 m) cada una. El suelo es de textura franca (Ustocrepte údico – serie Cerrillos). En las mismas se realizan desde el año 1990, cuatro sistemas de manejo: SD, labranza mínima con disco (LMD - una rastra con control de profundidad y siembra), labranza mínima vertical (LMV - con escarificador chato "tipo paratill" con las púas a un metro de separación y siembra) y LC (dos cinceles cruzados, dos rastras y siembra).

Determinaciones

Las subparcelas se dividieron en 3 bloques y en cada una de ellos se determinaron en los estadios V2 y R7 del cultivo de poroto (Phaseolus vulgaris) lo siguiente: 1) Densidad Aparente (DA): se determinó por el método del cilindro, tomando muestras de 0 a 10 cm de profundidad, con 4 submuestras tomadas a lo largo de una transecta. Esto se realizó con un cilindro de 255 cm^3. 2) Resistencia a la penetración (RP): Se tomaron datos cada 5 cm hasta los 30 cm de profundidad con un penetrómetro de golpe tipo INTA Villegas, con punta cónica de 60º (Burke *et al.,* 1986), realizándose 3 determinaciones por bloque. 3) Rendimiento: en cada bloque se seleccionaron al azar 3 sitios, en cada uno de ellos se marcó un metro lineal, se recolectaron las plantas y se determinó el rendimiento.

En las etapas fenológicas de V2, R7 y Cosecha, se extrajeron dos submuestras hasta el 1,5 m de profundidad (0-20 cm, 20-50 cm, 50-100 cm y 100-150 cm) y en laboratorio se determinó el contenido hídrico gravimétrico (CHG). Para calcular la lámina de agua disponible (LAD) se usó la siguiente fórmula: $LAD\ (mm) = \frac{(CHG-PMP)*DA*Prof}{100}$. Donde CHG es el contenido hídrico gravimétrico actual (en caso que sea menor al valor de capacidad de campo (CC)); PMP (punto de marchitez permanente) es la humedad gravimétrica del suelo tras ser sometido a una tensión de -15 bares (los valores de CC y PMP fueron extraídos de Israelsel & Hansen (1965) teniendo en cuenta la descripción de la Serie Cerrillos de Nadir & Chafatinos (1990)); DA es la densidad aparente en g cm^{-3} y Prof es la profundidad de la capa expresada en mm.

Para calcular el agua útil total (AUT) en mm se sumaron las LAD de todas las capas de suelo. Con el dato de rendimiento y la precipitación total del ciclo del cultivo se calculó la eficiencia en el uso del agua (EUA) como: $EUA\ kg/mm = \frac{Rdto\ (\frac{kg}{ha})}{EVT\ (mm)}$. Donde Rdto es el rendimiento del cultivo y EVT es la evapotranspiración calculada como el AUT al final del ciclo del cultivo menos el AUT al inicio más la precipitación total en mm

Análisis estadístico

Para el análisis estadístico se utilizó el software estadístico InfoStat (Di Rienzo *et al.,* 2015). Mediante el Test de Shapiro Wilks se comprobó el supuesto de normalidad de cada parámetro. Se aplicó el análisis de la varianza (ANOVA) y se utilizó la Prueba LSD ($p \leq 0,05$) para la comparación de medias. También se utilizaron herramientas de regresión lineal y de análisis multivariado, identificando componentes principales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Densidad aparente

La DA nos presenta diferencia significativas comparando los 3 SM, el promedio es de 1,5 g cm^{-3} en cualquier momento del ciclo del cultivo. En trabajos anteriores realizados en las PLP (Díaz, 2008; Osinaga *et al.*, 2014) se observan mayores densidades en la LC promediando 1.5 g cm^{-3} y menores en la LMV (1.38 g cm^{-3}). Estos valores no superan el valor crítico de 1,5 Mg m^{-3} propuesto por Reynolds *et al*. (2002).

Resistencia a la penetración

Si se observa la Figura 1 en los primeros 5 cm la RP no presenta diferencias significativas entre los SM. En V2 la LC supera el valor crítico de 2 MPa establecido como límite para el normal desarrollo de las raíces. Este sistema posee un suelo endurecido en todo el perfil alcanzando valores de 7.5 MPa. La SD presenta una capa compactada con RP mayores de 3 MPa a 4 MPa desde los 5 hasta los 20 cm de profundidad en V2 y R7; disminuyendo luego hasta los 30 cm. La LMV en ninguno de los dos estadios llega a valores de resistencia crítica y la RP es homogénea en todo el perfil promediando 1 MPa. La RP en LC supera a la LMv en 442% y a la SD en 170% promediando todo el perfil.

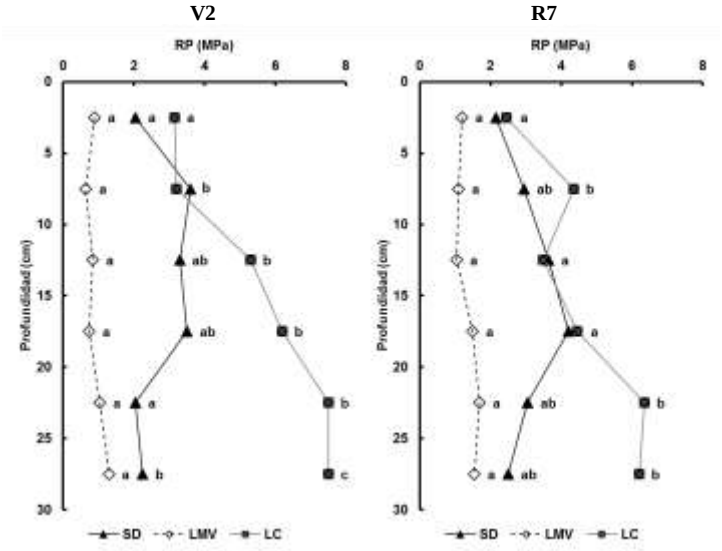


Figura 1: Resistencia a la penetración (RP) hasta los 30 cm de profundidad en dos estadíos fenológicos de poroto (V2 y R7) para tres sistemas de manejo: Siembra directa (SD), labranza mínima vertical (LMV) y labranza convencional (LC). Letras diferentes indican diferencias significativas entre sistemas ($p<0.05$)

La condición mecánica del suelo resulta diferente para los distintos SM. La SD es propensa a un endurecimiento en superficie por el nulo movimiento del suelo y el tránsito de la maquinaria (Venialgo, 2004). A partir de los 20 cm se pone de manifiesto el piso de arado de la LC que empeora las condiciones para el crecimiento radical. Rangeon (2007) en su trabajo no logró detectar la compactación producida por la SD, Las resistencias encontradas por Rangeon alcanzan valores por arriba de los 4 MPa en casi todos los tratamientos y en todas las profundidades. Osinaga et al. (2014) obtiene las mismas tendencias en las PLP pero los valores de RP son un 50% menores en SD y LC.

El efecto de las labranzas sobre la dureza del suelo ha sido ampliamente estudiado en diferentes regiones del país y todos concluyen que los sistemas donde se hace uso de cincel o para-till poseen RP muy bajas, que la SD por la nula remoción endurece las capas subsuperficiales y que la LC forma el llamado "piso de arado" (Elissondo *et al.*, 2000; Vidal & Costa, 2000; Ferreras *et al.*, 2000; Aparicio *et al.*, 2002; Draghi et. al., 2005).

Contenido de agua

La SD y la LMV promediaron durante el ciclo de cultivo 12.8 g kg^{-1} de CHG. La LC promedio 7.8 h kg^{-1}, un 39% menos que los sistemas conservacionistas. El CHG disminuye en profundidad en SD durante todo el ciclo, en la capa superficial al inicio posee 20 g kg^{-1} y de 100 a 150 cm 13 g kg^{-1}. En la cosecha se observan bajo CHG en todo el perfil (9 g kg^{-1} de 0-20 cm y 5 g kg^{-1} de 100 a 150 cm). En V2 de LMV ocurre lo mismo que en SD, en R7 la distribución es homogénea en todo el perfil alcanzando valores de 13 g kg^{-1} y en la cosecha se observa un aumento con la profundidad,

en superficie posee valores de 13 g kg^{-1} y en profundidad de 17 g kg^{-1}. Bajo LC se observa una distribución homogénea en los tres estadíos alcanzando valores no mayores a 9 g kg^{-1} (Figura 2)

El AUT hasta el metro y medio de profundidad es mayor en la LMV (106 mm) y menor en la LC (13 mm). La SD se encuentra en el medio de ambos sistemas (64 mm). La distribución de la lámina agua disponible en profundidad sigue una tendencia parecía a la de CHG (Figura 2).

Los rendimientos siguieron el siguiente orden: SD 2244 kg ha^{-1} > LMV 2023 kg ha^{-1} > LC 1550 kg ha^{-1}. La EUA es mayor bajo SD, alcanzando un valor de 17.2 kg de poroto por mm de agua evapotranspirada. En cambio la LMV y la LC poseen 8.3 kg mm^{-1}.

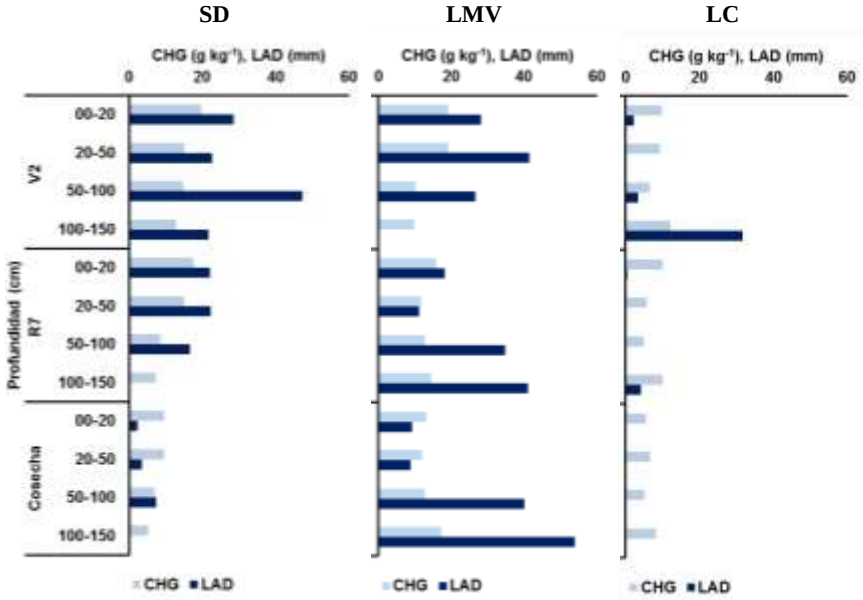


Figura 2: Variación del contenido hídrico gravimétrico (CHG) y de la lámina de agua disponible (LAD) hasta el metro y medio de profundidad en tres etapas del ciclo del cultivo de poroto (V2, R7 y Cosecha) y bajo tres sistemas de manejo: Siembra directa (SD), labranza mínima vertical (LMV) y labranza convencional (LC)

El AUT se ve afecta por el sistema de manejo, la LMV posee mayor cantidad de agua disponible para la planta durante todo el ciclo del cultivo de poroto. Lo contrario sucede con la LC, que posee muy poca AUT hasta el metro y medio de profundidad. Esto se puede explicar por los mayores contenidos de C orgánico que posees los sistemas conservacionistas (Ferrary *et al.*, 2014) que influye positivamente sobre la porosidad del suelo, la conductividad hidráulica y la capacidad de retención del agua. Esto coincide con Jemai et al. (2013), no coincide con Blanco Canqui et al. (2004, 2017) y MacVay et al. (2006) que afirma que los sistemas de manejo no afectan el AUT en los primeros centímetros del perfil (de 10 a 30 cm) o con Kinoshita et al. (2017) el cual concluye lo mismo hasta los 60 cm de profundidad.

EL CHG gravimétrico es mayor en los sistemas conservacionistas y menor en la LC. Esto coincide con los datos obtenidos por Yoo *et al.*, (1994), Lyona et al. (1998), Uribe et al. (2002) y Stone & Schlegel (2015) a nivel mundial y con Aciar et al. (2008) en las PLP.

A pesar de que LMV posee mayor CHG y AUT la SD se presenta como el sistema con mayor EUA, los mismo concluye Xiaobin et al. (2011) para el cultivo de maíz.

Influencia de las propiedades físicas sobre los rendimientos

El rendimiento de poroto fue significativamente mayor en SD (2244 kg ha^{-1}) y menor en LC (1549 kg ha^{-1}). La LMV se encuentra en una situación intermedia (2023 kg ha^{-1}). En la Figura 3 a través un análisis de componentes principales, donde el 61% de la variación entre las situaciones se explica con el primer componente principal, se puede observar dos grupos definidos, a la derecha los sistemas conservacionistas (SD y LMV) y a la izquierda la LC. Los primeros poseen altos rendimientos lo que está muy relacionado con los altos contenidos de agua en el perfil (elevado CHG y AUT), el CHG es el factor que mejor explica las variaciones de rendimiento (r^2=0.62). El sistema convencional tiene rendimientos muy bajos muy influenciados por el endurecimiento que se presenta en todo el perfil (elevado RP).

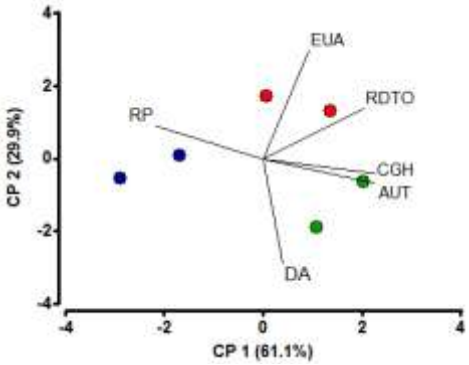


Figura 3: Gráfico de componentes principales. Los vectores indican el peso relativo de cada variable en cada eje. Resistencia a la penetración (RP), densidad aparente (DA), eficiencia en el uso del agua (EUA), rendimiento (RDTO), contenido hídrico gravimétrico (CHG) y agua útil total (AUT). Rojo: Siembra directa. Verde: Labranza mínima vertical. Azul: Labranza convencional.

CONCLUSIONES

Los sistemas conservacionistas (SD y LMV) logran retener mayor agua en el perfil disponible para la planta y presentan un menor nivel de endurecimiento. La LC muestra bajo contenido hídrico durante todo el ciclo del cultivo y una alta compactación por debajo de los 15 cm, lo que se ve reflejado en los bajos rendimientos de poroto. Por lo tanto, los SM influyen sobre las propiedades físicas y estos a su vez sobre el contenido de agua de un suelo ya que afecta la macroporosidad. El rendimiento, al estar altamente condicionado por el agua útil presente en el suelo, se ve afectado por la calidad física del mismo, sobre todo por los procesos de compactación.

BIBLIOGRAFÍA

- Aciar LM, JL Arzeno & R Osinaga. 2008. Integración cuantitativa de resultados utilizando indicadores de calidad de suelo y de productividad en distintos sistemas de labranzas. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Potrero de Funes, San Luis.
- Álvarez CR, MA Taboada, FH Gutiérrez Boem, A Bono, PL Fernández & P Prystupa. 2009. Topsoil properties as affected by tillage systems in the Rolling Pampa region of Argentina. Soil Science Society of America Journal 73: 1242-1250.
- Álvarez CR, PL Fernández & MA Taboada. 2012. Relación de la inestabilidad estructural con el manejo y propiedades de los suelos de la región pampeana. Ciencia del Suelo 30: 173-178.
- Aparicio V, JL Costa, H Echeverría & O Caviglia. 2002. Evaluación de propiedades físicas y crecimiento del maíz bajo diferentes sistemas de labranza en cuatro sitios del sudoeste bonaerense. RIA 31(3):55-71
- Arzeno J & ER Corvalan. 2001. Experiencia de largo plazo (1990-2000) con cuatro sistemas de labranza en Salta. Cuaderno de actualizaciones Monsanto. INTA 14pp.
- Blanco-Canqui H, CJ Gantzer, SH Anderson & EE Alberts. 2004. Tillage and crop influences on soil properties for an Epiaqualf. Soil Sci. Soc. Am. J., 68 (2004), pp. 567–576
- Blanco-Canqui H; BJ Wienhold, VL Jin, MR Schmer & LC Kibet. 2017. Long-term tillage impact on soil hydraulic properties. Soil Tillage Res., 170 (2017), pp. 38-42.
- Botta GF, D Joraujuria, R Balbuena & H Rossato. 2004. Mechanical and cropping behavior of direct drilled soil under different traffic intensities: effect of soybean (Glycine max L.) yields. Soil Till. Res. 78: 53-58.
- Burke W, D Gabriels & J Bouma (Eds). 1986. Soil structure assessment. A.A. Balkema. Rotterdam, Netherlands. 92 pp.
- Carter, M. 1988. Penetration resistance to characterize the depth and persistence of soil loosening tillage studies. Canadian Journal of Soil Science. Ottawa, v.68, n.4, p.657-668.
- Chagas CI, HJ Marelli & OJ Santanatoglia. 1994. Propiedades físicas y contenido hídrico de un argiudol típico bajo tres sistemas de labranza. Ciencia del Suelo. Vol. 12; p. 11-16.
- Derpsch R, T Friedrich, A Kassam & H Li, 2010. Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits. International Journal of Agricultural and Biological Engineering 3, 1.
- Di Rienzo JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2015. InfoStat versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Díaz CG, R Osinaga, & J Arzeno J. 2010. Resistencia a la penetración, humedad del suelo y densidad aparente como indicadores de calidad de suelos en parcelas de largo plazo. XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Rosario, Argentina.
- Díaz-Zorita M, G Duarte & J Grove. 2002. A review of no-till systems and soil managment for sustaintable crop production in the subhumid and semiarid Pampas of Argentina. Soil and Tillage Research 65: 1-18.

- Díaz-Zorita M, M Barraco & C Alvarez. 2004. Efectos de doce años de labranzas en un haplustol del noroeste de Buenos Aires, Argentina. Ciencia del Suelo 22: 11-18.
- Draghi, M, GF Botta, R Balbuena, JÁ Claverie & H Rosatto. 2005. Diferencias de las condiciones mecánicas de un suelo arcilloso sometido a diferentes sistemas de labranza. *Rev. bras. eng. agríc. ambient.* [online]. 2005, vol.9, n.1, pp. 120-124. ISSN 1807-1929.
- Elissondo E, JL Costa, E Suero, KP Fabrizzi & F García. 200. Evaluación de algunas propiedades físicas de suelos en sistemas de labranza reducida y siembra directa. Ciencia del Suelo 19:11-19.
- Ferrary Laguzzi F, R Osinaga, JL Arzeno, AR Becker & T Rodríguez. 2014. Fraccionamiento y mineralización de la materia orgánica en distintos sistemas de labranza en un inceptisol de Salta. *Ciencia del suelo*, *32*(1), 63-72.
- Ferreras LA, JL Costa, FO García & C Pecorari. 2000. Effect of no-tillage on some soil physical properties of a structural degraded Petrocalcic Paleudoll of the southern "Pampa" of Argentina. Soil Tillage Res., 54:31-39
- Hammel JE. 1989. Long-term tillage and crop rotation effects on bulk density and soil impedance in northerm Idaho. Soil Sci. Soc. Am J. 53:1515-1519
- Israelsen OW & VE Hansen. 1965. Principios y aplicaciones del riego. Ed Reverté. Barcelona.
- Jemai I, N Ben Aissa, S Ben Guirat, M Ben Hammouda & T Gallali. 2013. Impact of three and seven years of no-tillage on the soil water storage, in the plant root zone, under a dry subhumid Tunisian climate. Soil Tillage Res., 126 (2013) pp. 26-33.
- Kinoshita R, R Robert & HM van Es. 2017. Quantitative soil profile-scale assessment of the sustainability of long-term maize residue and tillage management. Soil Till. Res. 174 (2017) pp. 34-44
- Lyona, DJ; WW Stroupb & RE Brownc. 2017. Crop production and soil water storage in long-term winter wheat–fallow tillage experiments. Soil Tillage Res., 49 (1998), pp. 19-27.
- McVay KA, JA Budde, K Fabrizzi, MM Mikha, CW Rice, AJ Schlegel, DE Peterson, DW Sweeney & C Thompson. 2006. Management effects on soil physical properties in long-term tillage studies in Kansas. Soil Sc. Soci. of Am. Journal. 70 (2006), pp. 434-438.
- Nadir A & T Chafatinos. 1990. Los Suelos del NOA (Salta y Jujuy). Salta-Argentina.
- Osinaga N, R Osinaga, JL Arzeno, & A Chávez. 2014. ¿Cómo varían las condiciones mecánicas del suelo según el sistema de labranza? XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo y II Reunión Nacional de Materia Orgánica y Sustancias Húmicas.
- Panigatti JL, H Marelli & D Buschiazzo (Eds.). 2001. Siembra Directa II. INTA. Buenos Aires. Argentina. 377 pp.
- Rangeon N. 2007 Análisis de la Resistencia a la Penetración y Humedad del Suelo como Indicadores de Calidad en Distintos Sistemas de Labranza. FCN UNSa.
- Restelli RM, N Gutierrez & C Venialgo. 1998. Propiedades edáficas relacionadas al sistema secuencial maíz-soja en labranza cero en la región chaqueña semiárida. Comunicaciones Científicas y Tecnológicas. UNNE. T.III: 12-14.
- Reynolds WD, BT Bowman, CF Drury, CS Tan & X Lu. 2002. Indicators of good doil fisical quality: density and storage parameters. Geoderma 110:131-146.
- Sasal MC, A Andriulo & MA Taboada. 2006. Soil porosity characteristics and water movement under zero tillage in silty soils in Argentinian Pampas. Soil and Tillage Research 87: 9-18.
- Stone LR & A Schlegel. 2010. Tillage and Crop Rotation Phase Effects on Soil Physical Properties in the West-Central Great Plains. Agronomy Journal - AGRON J. 102. . 10.2134/agronj2009.0123.
- Satorre, E. (2005). Cambios tecnológicos en la agricultura argentina actual. Ciencia Hoy 15-87: 24-31.
- Strudley MW, TR Green & JC Ascough II. 2008. Tillage effects on soil hydraulic properties in space and time: state of the science. Soil and Tillage Research 99: 4-48.
- Studdert GA. 1996. Manejo de rastrojo en superficie. Actas 14º Jornada de Actualización Profesional de Cosecha Gruesa. Mar del Plata, Buenos Aires. pp: 1-7.
- Uribe C, M Hamil, & Rouanet & L Juan. 2002. Efecto de tres sistemas de labranza sobre el nivel de humedad en el perfil del suelo. Agricultura Técnica, 62(4), 555-564
- Veniaglo, Crispin A. 2004. Índice de Cono, humedad presente y densidad aparente en diferentes labranzas y rotaciones. Universidad Nacional del Noroeste. Comunicaciones científicas y tecnológicas. Corrientes. Argentina.
- Vidal CM & JL Costa. 2000. Evaluación de algunas propiedades físicas de suelos en sistemas de labranza reducida y siembra directa. RIA 29:61-68
- Viglizzo EF & E Jobaggy. 2010 (Eds). Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental. 102pp. INTA.
- Xiaobin W, K Dai, D Zhang, X Zhang, Y Wang, Q Zhao, D Cai, WB Hoogmed & O Oenema. 2011. Dryland maize yields and water use efficiency in response to tillage/crop stubble and nutrient management practices in China, Soil Till. Res 120 (2011) pp. 47-57.
- Yoo, KH, JH Dane, and BC Missildine. 1994. Conservation tillage improves soil moisture. Agricultural Experiment Station of Auburn University, Auburn, Alabama, USA. Highlights Agric. Res. 41(2):6

C1P47. CAPTACION, USO Y CONVERSION DE AGUA POR EL CULTIVO DE SOJA EN ARGIUDOLES COMPACTADOS Y DESCOMPACTADOS

Peralta, Guillermo E.[1]*; Taboada, Miguel A.[1,2] y Rubio, Gerardo[3]

[1]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) Godoy Cruz 2290, Ciudad Autónoma de Bs.As., Argentina.
[2]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) – Instituto de Suelos (INTA); Nicolás Repetto y de los Reseros s/n; 1686 Hurlingham, Bs.As., Argentina.
[3]Universidad de Buenos Aires, Fac. Agronomía, Cát. Fertilidad y Fertilizantes, INBA-UBA-CONICET. Av. San Martín 4453, Ciudad Autónoma de Bs.As., Argentina.
* Autor de contacto: guillermoeperalta@gmail.com

RESUMEN

Los planteos agrícolas continuos en siembra directa (SD) con escasa rotación de cultivos pueden generar deterioros en la calidad de la estructura del suelo. Con el objetivo de estudiar el impacto de estos deterioros sobre la captación, utilización y conversión de agua del cultivo de soja y analizar estrategias de manejo mejoradoras, se llevaron a cabo ensayos de campo sobre Argiudoles típicos (serie A. Dulce) en dos temporadas de crecimiento, en lotes contiguos con historias contrastantes en los últimos ocho años: rotados (ROT; Maíz-Soja-Trigo/Soja) y monocultura de soja (SJ). En cada escenario y año se compararon dos tratamientos en un DBCA: control (T0) vs descompactación mecánica con para-till (PTILL). El PTILL mejoró las propiedades físicas superficiales, evidenciados por diminuciones significativas en la resistencia a la penetración (-38/51% en ROT y SJ), en la densidad aparente DAP (- 4/18% en ROT y SJ) y en la proporción de bloques masivos (ΔM), y aumentos en los máximos niveles observables de infiltración. Por otro lado, PTILL redujo los niveles de cobertura de rastrojo entre un 12 y 22% (ROT y SJ). En un primer año con escasas precipitaciones iniciales, la mayor compactación de los T0 retrasó el crecimiento de raíces con respecto a PTILL ($p < 0,05$). En SJ el retraso en la profundización de raíces se mantuvo a lo largo de la estación de crecimiento, explorando hasta 40 cm menos que en PTILL al inicio del período crítico ($p < 0,0001$). En ROT el retraso inicial se compensó con mayores tasas de profundización posteriores. La compactación redujo la extracción de agua en etapas tempranas, y también la efectividad de las lluvias posteriores en el ciclo ($p < 0,05$), especialmente en SJ. A pesar de las ventajas de crecimiento inicial y una mayor captación de agua, la transpiración estimada en el ciclo no se vio alterada, y las eficiencias de utilización y conversión de agua resultaron similares entre T0 y PTILL, tanto en SJ como en ROT. En el año 2, más lluvioso, la compactación también redujo la efectividad de lluvias en T0, pero el mejor estado hídrico enmascaró posibles diferencias en profundización o consumo de agua entre T0 y PTILL en ambos escenarios. Los rendimientos, eficiencias de uso y conversión de agua resultaron también similares entre tratamientos de descompactación. La eficiencia total en el uso del agua resultó en cambio entre un 10 y 36% superior en los escenarios rotados que en los de monocultura. Puede concluirse que la compactación observada usualmente en condiciones de SD de larga duración y monocultura causó disminuciones en la infiltración de agua, el crecimiento inicial de raíces y el consumo inicial de agua, pero sus efectos finales sobre el rendimiento dependieron en gran medida de las condiciones de oferta y demanda de agua durante el ciclo del cultivo. La descompactación resultó efectiva para mejorar la estructura de suelo en el corto plazo, pero los efectos sobre los rendimientos y eficiencia de uso del agua no fueron comparables a los de una adecuada rotación de cultivos.

Palabras clave: rotaciones, estructura, siembra directa

C1P48. DESARROLLO DE UNA METODOLOGIA PARA EVALUAR A CAMPO LA CALIDAD ESTRUCTURAL DE SUELOS BAJO SIEMBRA DIRECTA

Peralta, Guillermo E.[1]; Mortola, Natalia A.[2]; Bressan, Emiliano M.[2]; Romaniuk, Romina I.[2] y Laghi, Joana D.[2]

[1]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) Godoy Cruz 2290, Ciudad Autónoma de Bs. As., Argentina. guillermoeperalta@gmail.com

[2]INTA, Instituto de Suelos. Nicolás Repetto y de Los Reseros s/n (1686), Hurlingham, Buenos Aires. Argentina.

RESUMEN

Alrededor del 90% de la superficie cultivada en Argentina se maneja bajo Siembra Directa (SD). Si bien la SD es una práctica importante para reducir la degradación del suelo, bajo determinados planteos puede conducir a incrementos en la resistencia mecánica a la penetración, densificaciones y otras alteraciones en la estructura del horizonte superficial del suelo, como el desarrollo de estructuras laminares y masivas. En este contexto, la estructura del suelo es un componente clave de la fertilidad integral, por su influencia sobre el comportamiento físico, químico y biológico del suelo y por ende, sobre su capacidad de sustentar la productividad agrícola manteniendo la calidad ambiental. Se ha avanzado en diferentes métodos de evaluación visual de la estructura a campo con diferentes variantes para su cuantificación. Sin embargo, las guías de evaluación visual generadas hasta el momento han sido desarrolladas en ambientes edafo-climáticos diferentes a los de nuestras condiciones productivas, no están orientadas a suelos manejados bajo SD, y suelen presentar un alto grado de subjetividad. El objetivo del trabajo consistió en desarrollar y validar una metodología de evaluación cuantitativa de la calidad estructural de suelos bajo siembra directa. Para esto se seleccionaron a priori 20 lotes de producción de la Pampa Ondulada, clasificados como Argiudoles típicos de textura franco-limosa en superficie. Se buscó abarcar la mayor diversidad de escenarios posibles en base a su historia agrícola: pasturas (<5 años), rotaciones de alta intensidad, rotaciones de baja intensidad, monocultura de soja, y condiciones cuasi-prístinas de referencia. En cada lote se dispusieron 3-5 estaciones de muestreo, donde se evaluó la calidad estructural a través de dos determinaciones de campo: la proporción en peso de los bloques de más de 10 cm de diámetro luego de la fragmentación por "drop-test", y el espesor ponderado de estructuras laminares (frecuencia de aparición x espesor promediode las láminas). Se analizó la distribución de frecuencias y percentiles (P) de estos indicadores, y se establecieron puntajes (0-10) y categorías de acuerdo a estas distribuciones. Así, en cuanto a la distribución de bloques densificados, en los casos que mostraron una "degradación severa" los bloques representaron más de 25% del peso (P75; Puntaje ≤ 2.5), y en los casos de condición estructural "adecuada" representaron menos del 5% en peso (P25; Puntaje ≥ 7.5). En condiciones de degradación moderada representaron entre 5-25% del peso. En cuanto al espesor ponderado de estructuras laminares, para los casos que mostraron una "degradación severa" el espesor fue mayor a 5cm (P75; Puntaje ≤ 2.5), y los casos de condición estructural "adecuada" menos de 2 cm (P25; Puntaje ≥ 7.5). Condiciones intermedias presentaron un espesor ponderado 2-5 cm. El promedio de los puntajes de ambas evaluaciones permitió diagnosticar cuantitativamente el grado de deterioro estructural, coincidiendo con el historial de manejo: monocultura soja > rotaciones menos intensas> rotaciones más intensas > pasturas > condiciones cuasi-prístinas. Este diagnóstico resulta práctico y rápido para conocer el grado de degradación de la estructura del suelo, y en base a esto desarrollar las estrategias de manejo adecuadas.

Palabras clave: diagnóstico físico, estructuras masivas, estructuras laminares

C1P49. CRECIMIENTO Y FUNCIONALIDAD DE RAÍCES DE SOJA EN PERFILES DE SUELO CON DISTINTA CALIDAD ESTRUCTURAL

Peralta, Guillermo E.[1] *; Taboada, Miguel A.[2]; Kantolic, Adriana G.[3] y Rubio, Gerardo [4].

[1] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) Godoy Cruz 2290, Ciudad Autónoma de Bs.As., Argentina. * Autor de contacto: guillermoeperalta@gmail.com

[2] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) – Instituto de Suelos (INTA); Nicolás Repetto y de los Reseros s/n; 1686 Hurlingham, Bs.As., Argentina.

[3] Universidad de Buenos Aires, Fac. Agronomía, Cát. Fertilidad y Fertilizantes, INBA-UBA-CONICET. Av. San Martín 4453, Ciudad Autónoma de Bs.As., Argentina.

RESUMEN

La agricultura con escasa diversificación e intensificación de las rotaciones puede conducir a cambios en la calidad estructural del suelo. Con el objetivo evaluar el efecto del estado físico superficial sobre la profundización y distribución de raíces, extracción de agua, y conversión a biomasa del cultivo de soja, se llevó a cabo en un experimento en condiciones controladas. Se extrajeron monolitos de 25 cm sin disturbar de lotes con historia de monocultura de soja (SJ), o rotados con pasturas (PA); y se colocaron sobre un subsuelo franco-arenoso (FRA) o arcilloso (ARC) hasta 2 m. La historia agrícola afectó las propiedades físicas superficiales, observándose mayores niveles de resistencia mecánica, densidad aparente, y mayor frecuencia y espesor de estructuras laminares en SJ respecto de PA. Se encontraron efectos significativos ($P<0,05$) de la historia agrícola, del tipo de subsuelo y su interacción sobre la longitud y biomasa total de raíces. En los subsuelos FRA, los tratamientos de SJ redujeron ($P<0,05$) la densidad de raíces en los estratos superficiales, pero también en estratos más profundos. Los subsuelos ARC limitaron significativamente ($P<0,0001$) el crecimiento de raíces tanto en SJ como en PA, sin importantes diferencias entre estos tratamientos en los estratos subsuperficiales. Los rendimientos de PA resultaron así mayores que los de SJ tanto en subsuelos FRA como ARC (+12%), aunque las diferencias asociadas a la historia agrícola resultaron mayores en subsuelos FRA (+16%) que en ARC (+9%).

Palabras claves: compactación, densificaciones, siembra directa

INTRODUCCIÓN

La agricultura continua en siembra directa (SD) de baja intensidad y diversidad de rotaciones puede incrementar la proporción de estructuras laminares y masivas de los horizontes superficiales, densificaciones e incrementos de la resistencia a la penetración superficial (Taboada *et al*., 1998; Sasal, 2012; Álvarez *et al*., 2014). La calidad de la estructura superficial de los suelos podría estar explicando gran parte de la variabilidad de rendimientos del cultivo de soja observada a campo (Bacigaluppo *et al*., 2011). No obstante, no se conocen aún los mecanismos por los cuales diferencias en el estado físico del suelo pueden estar afectando los rendimientos de soja, y esto resulta clave para el diseño de estrategias de adaptación o corrección ante posibles limitantes edáficas.

Distintos estudios indican que la compactación disminuye la tasa de elongación, la biomasa y densidad de raíces (Bengough *et al*., 2011; Nosalewicz & Lipiec, 2014), y generan cambios morfológicos en las raíces directamente afectadas (Ramos *et al*., 2010). Algunos autores han estudiado los efectos a distancia o "remotos" sobre estratos inferiores no compactados, en lo que se conoce comúnmente como "efecto sombreado" (Tardieu, 1994). Sin embargo, la capacidad compensatoria a nivel radical observados en algunos cultivos (Pfeiffer *et al*., 2014; Nosalewicz & Lipiec *et al*., 2013), sumados a la importante plasticidad observada en soja en la parte aérea (Andrade & Abbate, 2005), sugieren que podrían existir mecanismos compensatorios en el caso de las raíces de soja. Estas respuestas podrían estar además mediadas por la naturaleza del subsuelo más allá de las capas compactadas, como por ejemplo la presencia de horizontes arcillosos.

El presente trabajo se condujo con los objetivos de: (a) evaluar el efecto de la calidad de la estructura superficial y del subsuelo sobre la distribución, y biomasa de raíces; (b) analizar posibles mecanismos compensatorios a nivel del sistema radical de acuerdo a las características del subsuelo; y (c) analizar el efecto de estas alteraciones sobre la producción de biomasa aérea y de grano del cultivo de soja.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron 5 pares de lotes de producción contiguos en Argiudoles Típicos de la serie Rojas, cercanos a las localidades de Salto (34.29° S, 60.24° W). Cada par consistió en un lote con monocultura de soja de 1ª (SJ) en los últimos 10 años, y otro lote en rotación con pasturas y agricultura en los últimos 10 años (PA), con estados estructurales superficiales contrastantes. Dentro de cada lote seleccionado, se extrajeron monolitos del horizonte superficial (20 cm) del suelo sin disturbar, tallando el contorno de cilindros de PVC de 16 cm de diámetro y 25 cm de alto (Martins *et al*., 2013). En cada punto de extracción se determinaron los niveles de carbono orgánico total (0-20 cm, Walkley & Black, en Nelson & Sommers, 1996), textura (0-20 cm, método Bouyoucus, 1962), resistencia mecánica (RM, 0-10 cm y 10-20 cm) en capacidad de campo con penetrómetro manual (Modelo H4200, Humboldt Mfg. Co., Schiller Park, Illinois, USA), Infiltración básica con permeámetro de disco (Perroux & White, 1988), densidad aparente (0-10 cm y 10-20 cm; Blake & Hartge, en Klute, 1986), macroporosidad (0-10 cm y 10-20 cm) con mesas de tensión (considerando macroporos a aquellos > 30 µm de diámetro; Moncada *et al*., 2014); índices de estructura por "drop test" (VSA, Shepherd *et al*., 2008; Murphy *et al*., 2013; estimando la proporción en peso de los bloques < 5 cm luego de su fragmentación mecánica); y la frecuencia y espesor de estructuras laminares (Álvarez *et al*., 2014). Se estimó a su vez un espesor ponderado de estructuras laminares (cm) multiplicando la frecuencia de aparición (0-1) y el espesor (cm) de cada muestra.

Los cilindros se trasladaron a un invernáculo en el Instituto de Suelos del INTA, Bs. As. (34.60° S, 58.67 ° W). En cada monolito se sembraron 5 semillas de soja variedad DM 4212 STS, el 25-11-15, y se ralearon hasta dejar dos plantas al estado V1. Las semillas se inocularon con *Bradyrhizobium*. Se realizaron aplicaciones pre-siembra y durante el ciclo de fertilizante líquido (7.5 ml. 200 ml^{-1}; N 5%; P 5%, K 10%, S 3%; trazas de Ca, Mn, Mg, B, Fe, Co, Zn y Cu), de modo de asegurar condiciones de fertilidad química no limitantes y homogéneas entre tratamientos. Luego de la extrusión de las raíces, se colocaron los monolitos sobre contenedores de PVC de 2 m de alto, del tipo "mesocosmos" (Zhan *et al*., 2015), y se dispusieron en un DBCA con 5 repeticiones. Los tratamientos quedaron definidos por la combinación de dos factores con sus niveles: la historia agrícola reciente (SJ ó PA) de los sitios de extracción de muestras, y el tipo de subsuelo entre los 20-200 cm (franco-arenoso: FRA y arcilloso: ARC). Para esto se rellenaron los contenedores subsuperficiales con un sustrato franco-arenoso (58% arena, 30% limo, 12% arcilla) o con un sustrato arcilloso del horizonte Bt2 de un suelo Argiudol vértico de la serie Hurlingham (33.5% arena, 22.5% limo, 44% arcilla). Los primeros 20 cm de suelo, se manejaron bajo una única condición de humedad en el ciclo (40-60% de Agua útil). Los niveles de humedad del subsuelo se manejaron de forma homogénea, llevando los contenidos hídricos a Capacidad de Campo según cada textura, a la siembra, en R3 y en R5.

Se realizaron determinaciones secuenciales de contenido hídrico edáfico con sonda (tipo TDR, Campbell Scientific, Logan, UT, USA) cada 20 cm, cada 3-5 días. En R7, se extrajo la totalidad del material de los contenedores y se separaron las raíces del suelo, cada 20 cm de suelo por elutriación (Smucker *et al*., 1982) con tamices sucesivos de 566, 336 y 250 µm. Las raíces se escanearon y analizaron utilizando el software WinRHIZO Pro (Regent Instruments, Quebec, Canadá). Se determinó la densidad de longitud (DLR) de cada estrato hasta los 2 m de profundidad. Las muestras de raíces se llevaron posteriormente a estufa a 65°C por 72 horas y pesaron. A su vez, se estableció y cosechó una repetición adicional para cada tratamiento de los sustratos FRA, de acuerdo al protocolo propuesto por Zhan *et al*. (2015). Se cosechó la biomasa aérea de todos los tratamientos a R7, luego se llevó el material a estufa por 72 horas, se registró el peso seco vegetativo y de granos. Se analizaron los efectos de los distintos factores a través de análisis de varianza (ANOVA) y pruebas LSD de Fisher, y las correlaciones entre variables utilizando el programa Infostat (Di Rienzo, 2011). Se utilizó el software GraphPad Prism (versión 6.01) para el ajuste de curvas y análisis de diferencias entre modelos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los sitios seleccionados presentaron niveles similares ($P > 0,1$) de carbono orgánico total (15.2 g kg^{-1} en promedio), y valores semejantes de textura (231 $g.kg^{-1}$ arcilla y 556 $g.kg^{-1}$de limo; $P > 0,1$) en el horizonte superficial. Se observaron diferencias entre SJ y PA en el estado estructural, expresadas a través de parámetros como la densidad aparente superficial, la resistencia mecánica, la presencia de estructuras laminares y el índice de estructura por "drop test" (Tabla 1). Ambos tratamientos difirieron en el estado de compactación y en la forma, tipo y grado de estructura: prevaleció estructura granular y en bloques subangulares medios y finos débiles en la PA, mientras SJ presentó prevalencia de estructura laminar en la capa superficial y de estructura masiva en la capa subsuperficial. Distintos estudios han demostrado que sistemas con mayor proporción de gramíneas, cultivos de cobertura o rotados con pasturas promueven una mayor y más continua actividad de raíces y microorganismos respecto de sistemas con mayor inclusión de

barbechos (Acosta-Martínez *et al*., 2007; O'Dea *et al*., 2015). Estos efectos, sumados a los mayores aportes de carbono, permiten disminuir los niveles de densificación y tipos estructurales desfavorables, y mejorar las propiedades físicas de los suelos, al aumentar la macroporosidad, aumentar la estabilidad de los agregados, e incrementar la conductividad hidráulica (Canolego & Rosolem, 2010; Novelli *et al*., 2013). Sin embargo, a pesar de las tendencias observadas, en nuestros estudios la variabilidad intra-tratamientos impidió detectar diferencias en otros indicadores como la porosidad de aireación o la infiltración. Otros estudios en lotes de producción manejados con agricultura continua o rotaciones con pasturas en siembra directa (Fernández *et al*., 2011), también han observado diferencias en la compactación relativa, pero no así en el carbono orgánico y otros indicadores.

Tabla 1. Resistencia mecánica (RM), densidad aparente (DAP), infiltración básica (INF), macroporosidad (PA), espesor ponderado de estructuras laminares (EL) e índice de estructura ("drop test"-VSA), para el estrato superficial (S) o subsuperficial inmediato (SS), según historia agrícola (PA=rotado con pasturas; SJ = monocultura de soja). Las letras indican diferencias significativas (P < 0,05) dentro de la misma profundidad.

	RM (MPa)		**DAP ($Mg.m^{-3}$)**		**INF ($mm.h^{-1}$)**		**PA ($cm^3.cm^{-3}$)**		**EL (cm)**	**Estructura VSA** (%)
Historia	S	**SS**	**S**	**SS**	**S**	**SS**	**S**	**SS**	**S-SS**	**S-SS**
PA	0,47 a	1,19 a	1,26 a	1,35 a	45,1 a	21,9 a	0,15 a	0,11 a	0,63 a	59,8 a
SJ	0,58 b	1,58 b	1,32 b	1,37 a	36,56 a	18,5 a	0,14 a	0,07 a	8,03 b	40,3 b

Se observaron efectos significativos de la condición superficial (P < 0,01) sobre la tasa de crecimiento inicial de raíces: en promedio los tratamientos de PA tardaron 7 días menos que los tratamientos de SJ en atravesar los primeros 20 cm. Las raíces atravesaron exitosamente los primeros 20 cm de suelo en todos los tratamientos, aún con valores de resistencia mecánica cercanos a niveles considerados seriamente limitantes para la tasa de elongación radical (~1,5 Mpa; Bengough *et al*., 2011), y valores de macroporosidad total subsuperficial considerados restrictivos (< 0,1 $cm^3.cm^{-3}$; Taboada *et al*., 1998). Una posible explicación es que al momento de la extracción de muestras a campo todos los tratamientos presentaron poros visibles de gran tamaño (> 0.5 cm de diámetro) generados por raíces de cultivos antecesores y actividad de lombrices y artrópodos. Aún sin modificar la proporción total de macroporos, la presencia de estos canales característicos de la SD (Shipitalo & Protz, 1989) pudo haber facilitado este crecimiento y permitir el acceso a los recursos de horizontes inferiores, como se ha observado en otros estudios (Williams & Weill, 2004). Los valores umbrales de RM o PA generalmente han sido obtenidos a partir de muestras compactadas artificialmente (e.g. Veen & Boone, 1990), previsiblemente sin presencia de bioporos, por lo que no necesariamente son aplicables a condiciones de campo o muestras sin disturbar.

La cantidad total y distribución de raíces resultaron afectadas tanto por el estado físico superficial como por el subsuelo. La DLR total mostró efectos significativos asociados a la historia agrícola (P < 0,0001), y a las características del subsuelo (P < 0,0001), con efectos de interacción entre ambos (P < 0,05). Las mayores diferencias estuvieron asociadas a las características del subsuelo. Los altos contenido de arcilla del suelo ARC restringieron notablemente el crecimiento de raíces en SJ y en PA, y en promedio se observó una DLR 2.5 veces superior sobre subsuelos FRA. A su vez, las plantas creciendo en PA presentaron una DLR 53% mayor a las de SJ. Las diferencias en la longitud de raíces entre SJ y PA resultaron más pronunciadas en subsuelos FRA que en ARC.

Tabla 2. Densidad total de longitud de raíz por planta (DLR) y biomasa de raíz por planta (BR) según tipo de subsuelo (FRA = Franco-arenoso; ARC = arcilloso), e historia agrícola (PA=rotado con pasturas; SJ = monocultura de soja). Letras distintas indican diferencias significativas (P < 0,05). Se indican los resultados del ANOVA de los efectos de cada factor.

Subsuelo (S)	Historia (H)	DLR planta (cm. cm^{-3})	BR planta (g. pl^{-1})
FRA	PA	0,28 a	6,99 a
	SJ	0,19 b	5,36 b
ARC	PA	0,12 c	3,90 c
	SJ	0,07 d	3,79 c
		(H): P < 0,0001; (S): P < 0,0001; H x S = 0,02	(H): P = 0,04; (S): P < 0,0001; H x S = 0,07

Las diferencias asociadas al estado estructural de la superficie del suelo se generaron principalmente en los primeros 20cm (Fig. 1 A y B), donde la DLR de los tratamientos de PA dobló en promedio a la de SJ (P <0,01). En subsuelos FRA (Fig. 1 A), se observaron también diferencias significativas (P < 0,05) entre SJ y PA más allá del estrato superficial: entre los 60 y 100 cm, y especialmente en los estratos más profundos entre 160 y 200 cm, PA presentó en promedio una DLR de entre 3 a 5 veces superior a la de SJ. El subsuelo ARC restringió notablemente el crecimiento de raíces prácticamente en todas las profundidades (Fig. 1B), y no se observaron diferencias entre SJ y PA más allá del estrato superficial. Este efecto del estrato superficial sobre el perfil total de raíces puede verse también al analizar las imágenes digitales en R2 o R7 (Fig. 2 A y B): SJ restringió el crecimiento de raíces en el estrato superficial, pero también en los estratos más profundos.

La presencia de capas densificadas disminuye la tasa de elongación de raíces de distintas especies en los horizontes afectados (Bengough *et al*., 2011). Algunos autores han observado una capacidad de crecimiento compensatoria de las raíces en capas no afectadas, en cultivos como cebada (Pfeifer *et al.*, 2014). A diferencia de estos autores, nuestro experimento muestra que en soja, las raíces del subsuelo de los tratamientos densificados (SJ) no alcanzaron a compensar los efectos superficiales a través de un mayor crecimiento, ni en FRA ni en ARC. Más aún, se observó un menor crecimiento de raíces en estratos profundos en SJ con respecto a PA. El retraso en el crecimiento de raíces pudo ocasionar que no se haya generado una suficiente biomasa y densidad de raíces a mayor profundidad para cuando la biomasa reproductiva comenzó a ser un destino prioritario de asimilados (entre R4 y R5), y no necesariamente un efecto de "sombreo" (Tardieu *et al*., 1994). Los subsuelos ARC restringieron marcadamente el crecimiento de raíces tanto para PA como para SJ, y las diferencias asociadas a la densificación superficial fueron menos marcadas.

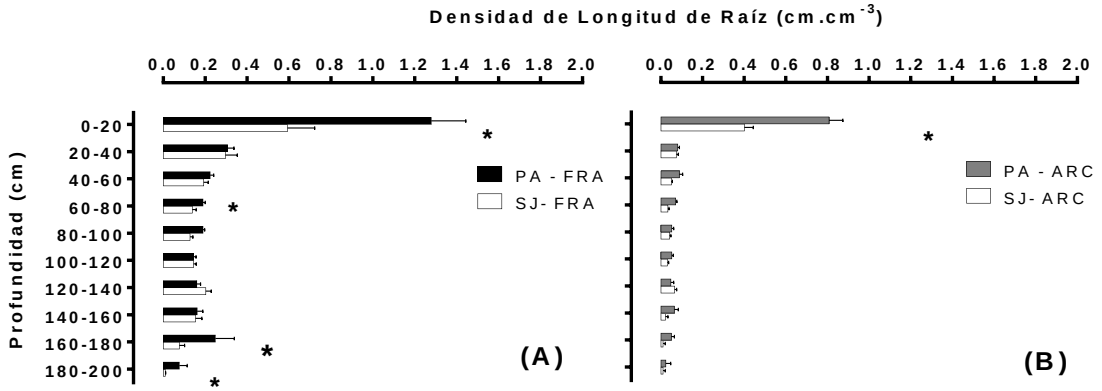


Figura 1. Densidad de longitud de raíz en profundidades de 20 cm hasta 2m, para tratamientos de monocultura de soja (SJ) o pastura (PA), creciendo en subsuelos franco arenosos (FRA, A) o arcillosos (ARC, B). Las barras representan el error estándar de los tratamientos para cada profundidad. Los asteriscos indican en qué profundidades se observaron diferencias entre tratamientos de PA y SJ superiores a la DMS (p < 0,05).

La producción de biomasa aérea total (Tabla 3) resultó afectada por la historia agrícola (P< 0,001), pero no por el subsuelo, y no se observaron efectos de interacción entre estos factores. La producción de grano fue en cambio afectada tanto por la historia agrícola (P < 0,01), como por el subsuelo (P < 0,05), sin efectos de interacción. Los tratamientos sobre PA rindieron en promedio un 12% más que los de SJ, y estas diferencias resultaron más pronunciadas (16%) en subsuelos FRA que en ARC. Otros estudios con compactaciones generadas artificialmente por paso de maquinaria han mostrado disminuciones en el rendimiento de soja de hasta 20-28% (Botta *et al*., 2010). Nuestros estudios mostraron reducciones menos marcadas en los rendimientos, asociadas a la densificación superficial. Los rendimientos observados en nuestro experimento estuvieron además relacionados positiva y significativamente (P<0,0001) con la DLR por planta (r = 0,7) y las tasas de absorción de agua (r = 0,66, datos no mostrados). Los efectos de la densificación superficial sobre el cultivo de soja parecen entonces estar mediados por reducciones en la capacidad de exploración del perfil total de suelo por las raíces, y reducciones en la capacidad de absorción de agua durante los periodos reproductivos. Sin embargo, en condiciones de campo, los efectos finales de estas restricciones sobre los rendimientos del estarán regulados por las condiciones de demanda y oferta hídrica durante el ciclo, entre otros factores. Se requieren por lo tanto mayores estudios de campo y análisis a través de modelos de simulación agronómica que permitan cuantificar los efectos interanuales de la estructura superficial del suelo sobre el cultivo de soja.

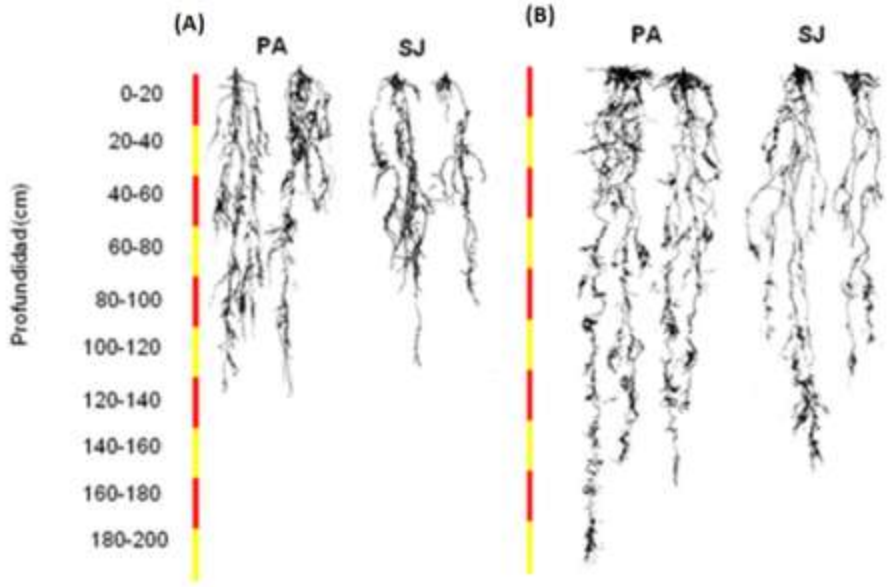


Figura 2. Imágenes digitales del sistema de raíces de soja en cosechas sin disturbar: cosechas en R2 (A) ó R7 (B) del 2 en tratamientos sobre rotación con pastura (PA) o monocultura de soja (SJ) sobre subsuelos franco-arenosos.

Tabla 3. Biomasa aérea y rendimiento según tipo de subsuelo (FRA = Franco-arenoso; ARC = arcilloso), e historia agrícola (PA=rotado con pasturas; SJ = monocultura de soja). Letras distintas indican diferencias significativas (P < 0,05). Se indican los resultados del ANOVA de los efectos de cada factor.

Subsuelo (S)	Historia (H)	Biomasa aérea Total (g MS. pl^{-1})	Grano (g. pl^{-1})
FRA	**PA**	55,9 a	25,1 a
	SJ	48,2 b	21,6 b
ARC	**PA**	57,3 a	22,7 b
	SJ	55,9 b	20, 8 b
		(H): P < 0,001; (S): P =0,192; H x S = 0,623	(H): P = 0,0019; (S): P = 0,0399; H x S = 0,273

CONCLUSIONES

La densificación superficial del suelo asociada a la historia agrícola afectó la cantidad y longitud de raíces, no sólo de las capas afectadas, sino también de los estratos subsuperficiales. La absorción de agua se vio así limitada y esto se tradujo en una reducción en la producción de biomasa aérea o grano en las condiciones de mayor densificación. Los subsuelos con altos contenidos de arcilla restringieron el crecimiento de raíces y rendimientos en todos los casos, y limitaron la expresión de diferencias asociadas al estado físico superficial del suelo. Hasta donde podemos conocer, no existían hasta ahora estudios integrales sobre el impacto del estado de la estructura superficial en SD sobre la la arquitectura y funcionamiento del sistema de raíces completo en el cultivo de soja. Este tipo de estudios contribuirán a conocer en mayor detalle los mecanismos por los cuales la degradación física de los suelos puede estar limitando los rendimientos del cultivo.

BIBLIOGRAFÍA

- Acosta-Martínez, V; MM Mikha & MF Vigil. 2007. Microbial communities and enzyme activities in soils under alternative crop rotations compared to wheat–fallow for the Central Great Plains. Appl Soil Ecol. 37(1): 41-52.
- Alvarez, CR; MA Taboada; S Perelman & HJM Morras. 2014. Topsoil structure in no-tilled soils in the Rolling Pampa, Argentina. Soil Res. 52(6): 533-542.
- Andrade, FH & PE Abbate. 2005. Response of maize and soybean to variability in stand uniformity. Agron J. 97(4): 1263-1269.
- Bacigaluppo, S; ML Bodrero; M Balzarini; GR Gerster; JM Andriani; JM Enrico & JL Dardanelli. 2011. "Main edaphic and climatic variables explaining soybean yield in Argiudolls under no-tilled systems", Eur. J. Agron. 35 (4): 247-254.
- Bengough, AG; BM McKenzie; PD Hallett & TA Valentine. 2011. Root elongation, water stress, and mechanical impedance: a review of limiting stresses and beneficial root tip traits. J Exp Bot. 62(1): 59-68.
- Botta, GF; A Tolon-Becerra; X Lastra-Bravo & M Tourn. 2010. Tillage and traffic effects (planters and tractors) on soil compaction and soybean (Glycine max L.) yields in Argentinean pampas. Soil Tillage Res. 110: 167-174.
- Bouyoucos, G. 1962. Hydrometer method for making particle size analysis de soils. Agron J. 54: 464-465
- Calonego, JC, & CA Rosolem. 2010. Soybean root growth and yield in rotation with cover crops under chiseling and no-till. Eur Jour Agron. 33(3): 242-249.
- Di Rienzo, JA; F Casanove; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2015. InfoStat versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar.
- Fernández, PL; CR Alvarez & MA Taboada. 2011. Assessment of topsoil properties in integrated crop–livestock and continuous cropping systems under zero tillage. Soil Res. 49(2): 143-151.
- Klute, A. 1986. Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods. Vol. 1. 2a ed. Madison: Soil Sci Soc Am J. 1986. 18, 1188 pp.
- Martins, JM; S Majdalani; E Vitorge; A Desaunay; A Navel; V Guiné & JP Gaudet. 2013. Role of macropore flow in the transport of Escherichia coli cells in undisturbed cores of a brown leached soil. J Environ Sci. 15(2): 347-356.
- Moncada, MP; LH Penning; LC Timm; D Gabriels & WM Cornelis. 2014. Visual examinations and soil physical and hydraulic properties for assessing soil structural quality of soils with contrasting textures and land uses. Soil Tillage Res. 140: 20-28.
- Murphy, BW; MH Crawford; DA Duncan; DC McKenzie & TB Koen. 2013. The use of visual soil assessment schemes to evaluate surface structure in a soil monitoring program. Soil Tillage Res. 127: 3-12.
- Nelson, DW & LE Sommers. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. Methods of soil analysis part 3—chemical methods, 1: 961-1010.
- Nosalewicz, A & J Lipiec. 2014. The effect of compacted soil layers on vertical root distribution and water uptake by wheat. Plant Soil. 375: 229-240.
- Novelli, LE; OP Caviglia; MG Wilson & MC Sasal. 2013. Land use intensity and cropping sequence effects on aggregate stability and C storage in a Vertisol and a Mollisol. Geoderma. 195-196: 260-267.
- O'Dea, JK; CA Jones; CA Zabinski; PR Miller & IN Keren. 2015. Legume, cropping intensity, and N-fertilization effects on soil attributes and processes from an eight-year-old semiarid wheat system. Nut Cycl Agroecosys. 1-16.
- Perroux, K & I White. 1988. Designs for disc permeameters. Soil Sci Soc Am J Journal. 52: 1205–1215.

- Pfeifer, J; M Faget; A Walter; S Blossfeld; F Fiorani; U Schurr & KA Nagel. 2014. Spring barley shows dynamic compensatory root and shoot growth responses when exposed to localized soil compaction and fertilization, Funct Plant Biol. 41:581-597.
- Ramos, JC; SC Imhoff; MA Pilatti & AC Vegetti. 2010. Morphological characteristics of soybean root apexes as indicators of soil compaction. Sci. Agric. 67: 707-712.
- Sasal, MC. 2012. Factores condicionantes de la evolución estructural de suelos limosos bajo siembra directa. Efecto sobre el balance de agua. Tesis Doctoral. Universidad de Buenos Aires. 126 pp.
- Shipitalo, MJ & R Protz. 1987. Comparison of morphology and porosity of a soil under conventional and zero tillage. Can J Soil Sci. 67(3): 445-456.
- Smucker, AJ; M McBurney; & AK Srivastava. 1982. Quantitative separation of roots from compacted soil profiles by the hydropneumatic elutriation system. Agron J. 74(3): 500-503
- Taboada, MA; FG Micucci; DJ Cosentino & RS Lavado. 1998. Comparison of compaction induced by conventional and zero tillage in two soils of the Rolling Pampa of Argentina. Soil Tillage Res. 49: 57 - 63.
- Tardieu, F. 1994. Growth and functioning of roots and of root systems subjected to soil compaction. Towards a system with multiple signalling?. Soil Tillage Res. 30(2): 217-243.
- Veen, BW & FR Boone. 1990. The influence of mechanical resistance and soil water on the growth of seminal roots of maize. Soil Tillage Res. 16(1-2): 219-226.
- Williams, SM & RR Weil. 2004. Crop cover root channels may alleviate soil compaction effects on soybean crop. Soil Sci Soc Am J. 68(4): 1403-1409.
- Zhan, A; H Schneider & JP Lynch. 2015. Reduced lateral root branching density improves drought tolerance in maize. Plant phys. 45:1-7.

C1P50. APLICACIÓN DE EFLUENTES DE TAMBO COMO ALTERNATIVA DE FERTILIZACIÓN. FLUJO DE AGUA Y LIXIVIACIÓN DE NITRATOS

Peretti, Rocío. M.[a]; Forni, Miguel [a]; Nicollier, Juan [a]; Zuber, Selene [a]; Imhoff, Silvia[a,b]; Marano, Roberto P. [a] y Ghiberto, Pablo .J. [a]

[a]Dep. Ciencias del Ambiente, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Litoral (FCA/UNL). Esperanza, Santa Fe, Argentina.[b] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas - CONICET, rocioperetti@gmail.com

RESUMEN

Los efluentes líquidos de tambo (ELT) poseen valor agronómico como reemplazo de fertilizantes inorgánicos pero un uso incorrecto puede generar problemas ambientales como contaminación de aguas superficiales y subterráneas. Se pretende estudiar la producción de biomasa de sorgo forrajero, el flujo de agua en el perfil y el transporte de nitratos en profundidad, luego de aplicar ELT. El experimento se realizó El Trébol, Santa Fe, Argentina, sobre un Argiudol típico serie los Cardos, con un diseño al azar de tres bloques con cuatro tratamientos: T0: 0, T1: 40, T2: 60 y T3: 80 m^3 ha^{-1} de ELT aplicados cuarenta días antes de la siembra de sorgo forrajero. El monitoreo se realizó en un ciclo de sorgo seguido por un período de barbecho totalizando 330 días. En T0 y T3 se realizó el balance de agua en el suelo. Semanalmente, se midió contenido de agua en el suelo hasta 0,9 m usando sonda de capacitancia y se calculó la variación de almacenaje. El drenaje interno/ascenso capilar se determinó con ecuación de Darcy-Buckingham utilizando tensiómetros a 0,8 m, 0,9 m y 1 m de profundidad. Se extrajo periódicamente solución del suelo a 0,9 m con extractores con cápsula porosa y se cuantificó la concentración de$N\text{-}NO_3^-$.La biomasa producida fue 26.437 kg ha^{-1}en T3 significativamente mayor que la de T0 de 21.326 kg ha^{-1}. En T3, con 360 kg ha^{-1} de N, se detectaron lixiviados con concentraciones máximas de 39 mg L^{-1}, que luego disminuyeron. El drenaje predominó sobre el ascenso capilar originando la lixiviación de 3 y 12 kg/ha de $N\text{-}NO_3^-$en T0 y T3 respectivamente. En las condiciones experimentales, en un ciclo de sorgo forrajero y posterior barbecho, con elevada demanda de nutrientes del cultivo, en un suelo con baja capacidad de conducir agua y la presencia de eventos de precipitaciones atípicos, no se registraron pérdidas elevadas de $N\text{-}NO_3^-$ por lixiviación.

Palabras clave: fertilidad, contaminación, sustentabilidad

INTRODUCCIÓN

La demanda de alimentos a nivel mundial conduce directamente a intensificar los sistemas productivos. Iniciada durante la década del 50, la intensificación, implica en esencia la concentración de animales por unidad de superficie y el aumento de insumos (Upton, 1997). En Argentina, la producción lechera, desde 1990, muestra una tendencia de reducción de número de tambos, aumento de tamaño de rodeo y producción por vaca (Taverna *et al*., 2004).

En los tambos y corrales se generan distintos tipos de residuos (excreta, orina, restos de alimentos) a los que deben agregarse los líquidos generados como resultado de la higiene diaria de las instalaciones, estas sustancias constituyen los efluentes del tambo (Herrero et al., 2001). El aumento de producción por vaca trae consigo no solo el aumento de consumo diario de alimentos sino también de los residuos generados por los animales, que junto con el agua de lavado aumentan el volumen final de los efluentes de tambo.

En sistemas intensivos, que crecieron sin una organización de infraestructura previa, o que hoy en día carecen de ella o no es la adecuada, la capacidad de almacenamiento de efluentes de la o las piletas de tratamiento es una limitante física del sistema que se traduce en una problemática medioambiental. Los desechos diarios y efluentes contienen nutrientes esenciales para las plantas, cómo el nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K) y azufre (S), que cuando son aplicados a la tierra, mejoran la fertilidad del suelo y generalmente con la reutilización de los mismos, incrementan la eficiencia de los sistemas productivos (Goss *et al.*, 2013; Maillard & Angers, 2014). Es por eso, que se tiene en cuenta como alternativa de solución aplicar los efluentes a lotes agrícolas o pastura, devolviendo nutrientes al suelo y aumentando la productividad de los cultivos.

En contrapartida, es necesario tener conocimiento y criterio para el uso de los efluentes con el fin de lograr una sustentabilidad en el sistema productivo sin provocar contaminación ambiental. Las aplicaciones excesivas, dosis elevada, acumulación por aplicaciones sucesivas y tipo de tratamiento previo a la aplicación se vinculan directamente con los procesos de contaminación del suelo (Jarvis, 1993; Hatfield & Stewart, 1998; Maillard & Angers, 2014). Las pérdidas de nitrógeno han llevado a la eutrofización de las aguas superficiales, contaminación de aguas subterráneas, degradación de

la calidad del aire y han contribuido al calentamiento global a través de la formación de gases de efecto invernadero (Jing *et al.*, 2017).

Las pérdidas de lixiviación de nitratos del suelo hacia el agua, no sólo reduce la fertilidad del suelo sino también causa amenazas al medio ambiente y la salud humana (Cameron *et al.*, 2013).La exposición a una mayor concentración de nitratos o nitritos se ha asociado con una mayor incidencia de tumores cerebrales, leucemia y tumores nasofaríngeos (nariz y garganta) en niños (EPA, 2007). También, el efecto más importante para los niños es el "síndrome del bebé azul" (metahemoglobinemia), visto más frecuentemente en infantes expuestos a nitratos en agua para consumo (EPA, 2007).Según la organización mundial de la salud el límite establecido de concentración de NO_3^- en agua es de 50 mg l^{-1} o 11.3 mg l^{-1} de N-NO_3^-(The Council of the European Union, 1998) mientras que Argentina establece un límite de 45 mg l^{-1} de NO_3^- (Urrutia *et al.*, 2003).

Considerando tanto efectos perjudiciales como benéficos, (Olson *et al.*, 2009) en un experimento de 8 años de duración, midieron la acumulación de N en profundidad con dosis de estiércol aplicando entre 20 y 120 Mg ha^{-1} $año^{-1}$ y encontraron que 20 Mg ha^{-1} $año^{-1}$ proveían suficiente N para el cereal para silo evaluado y minimizaban las pérdidas de nitratos por lavado en un suelo de textura media (Wang *et. al.*, 2004) establecen entre 150 y 200 kg ha^{-1} de N como límite crítico de aplicación. (Morari *et al.*, 2011) aplicó en distintas zonas vulnerables a la concentración de nitratos, diferentes dosis de efluentes, 36 y 240 kg ha^{-1} de N, y en ninguno de los dos casos encontró concentraciones por arriba del límite de agua potable igual a 11,33 mg L^{-1}de N-NO_3^-. Este trabajo pretende estudiar la dinámica del agua en el perfil del suelo luego de aplicaciones de efluentes con dosis elevadas y la influencia que tiene el movimiento del agua en el transporte de solutos en profundidad como los nitratos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se realizó en la ciudad El Trébol provincia de Santa Fe, Argentina (32°11'50.30"S, 61°42'37.56"O), sobre un Argiudol típico serie los Cardos, de textura franco limosa en el horizonte A y franco arcillo limosa en el B_t. Se utilizó un diseño al azar de tres bloques con cuatro tratamientos en parcelas de 20 m x 4 m. Los tratamientos se correspondieron con 4 dosis: T0: 0, T1: 40, T2: 60 y T3: 80 m^3 ha^{-1} de efluente que equivalen a 0,180, 270, y 360 kgN ha^{-1} aplicados cuarenta días antes de la siembra por medio de un sistema de inyección a 15 cm de profundidad. El sorgo se sembró el 03/11/2016 a 38 cm entre surcos. En los tratamientos: T0 y T3 se realizó el balance de agua en el suelo. Para tal, durante el ciclo del cultivo, se registraron las precipitaciones diarias (Pr), de las cuales teniendo en cuenta la textura del suelo de la zona del ensayo, pendiente, entre otras variables edáficas, con ecuaciones se estimó la precipitación efectiva (Pe) (Pilatti *et. al.*, 2016). Semanalmente, se midió contenido de agua en el suelo (H) hasta 0,9 m usando sonda de capacitancia y se calculó la variación de almacenaje (ΔH) (Figura 1).El drenaje interno/ascenso capilar (D/AC) se determinó con ecuación de Darcy-Buckingham utilizando tensiómetros a 0,8 m, 0,9 m y 1 m de profundidad.

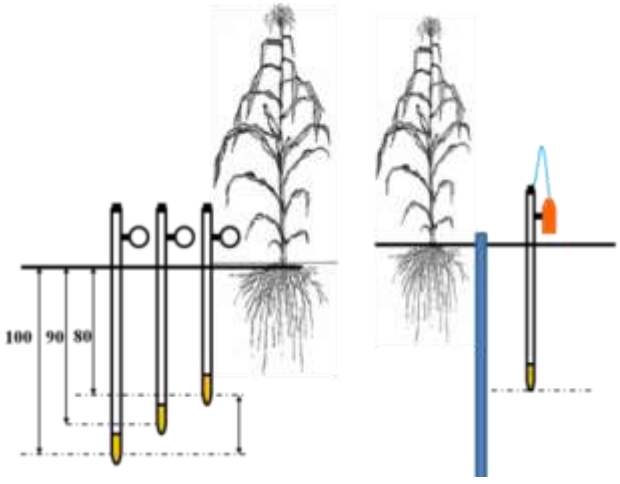


Figura 1: diagrama representativo de: a) tensiómetros a 0,8m, 0,9m y 1m de profundidad y b) extractor de solución a 0,9m y tubo para medición de almacenaje de agua en el suelo.

Con esa información se estimó la evapotranspiración del cultivo como: ET= Pr-D+AC±ΔH y la ET diaria. Se tomaron muestras de la solución del suelo, a 0.9 mde profundidad. Para extraer la solución se generó vacío en tubos con

cápsulas porosas (Figura 1b) en contacto con el suelo, provocando un gradiente de potencial entre el suelo y la cápsula porosa que permitió que ingresara la solución del suelo al extractor.La cuantificación de la concentración de$N\text{-}NO_3^-$ se determinó usando el método de reducción de hidracina (Eaton *et al.*, 2005).Para obtener la pérdida total de nitrógeno por hectárea en dicho periodo, se afectaron las concentraciones obtenidas de los lixiviados en las distintas fechas por el flujo de agua en esa misma fecha, a través de la ecuación de Darcy-Buckingham, obteniendo como resultado final los kg ha^{-1} de$N\text{-}NO_3^-$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las evaluaciones realizadas abarcaron un periodo de 70 días con cultivo de sorgo, desde noviembre de 2016 a enero 2017, seguido por 260 días de barbecho hasta noviembre 2017. En dicho periodo las precipitaciones acumuladas fueron de 1271 mm comparados con la media histórica 1029 mm, el cual representa un año húmedo. Figura 2.

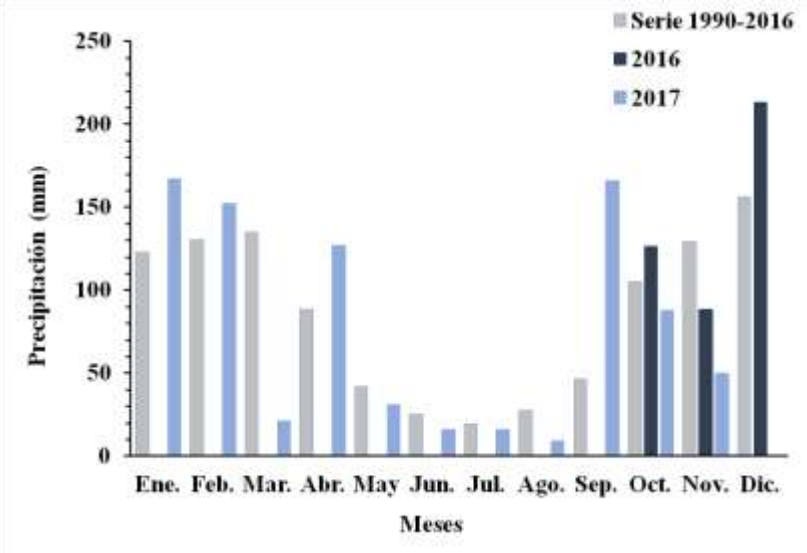


Figura 2. Precipitaciones mensuales durante los años 2016, 2017 y serie histórica 1990-2016.

El almacenaje de agua en el suelo resultó, en el final del periodo, de 37mm para los T0, quienes no recibieron dosis de efluentes y 25 mm para los T3 (360 kg ha^{-1}N). En T0 la producción de biomasa fue de 21.326 kg ha^{-1} de materia seca, inferior a los tratamientos que recibieron efluentes, que produjeron en media, 26.437 kg ha^{-1} (LSD Fisher, α: 0,10). Es posible pensar que el T3 al generar mayor biomasa y extraer mas cantidad de agua que el T0, indique un almacenaje menor al final del periodo. El flujo de agua en el suelo indicó un drenaje final de 101 mm en los T0 y 120 mm en los T3 . La ET del periodo comprendido por el barbecho y la implantacion del sorgo fue de -612mm para los T0 y -607mm para los T3. Mientras que diferenciando la ET del cultivo a la del barbecho, se observa que durante el periodo de implantación los T3 evapotrasnpiraron más que los T0, siendo de -290 y -267 respectivamente, por tal motivo puede atribuirse la menor evapotranspiración en el periodo de barbecho a que el rastrojo en superficie de los T3 tiene mayor contenido de biomasa, que podría evitar mayor evaporación por parte del suelo. Otros autores, encontraron menor ET en lotes dónde el rastrojo del cultivo de soja había permanecido durante un tiempo prolongado (Morari *et al.*, 2011). Mientras que durante la implantación el fenómeno es a la inversa, demostrando que la mayor dosis de efluentes, proporciona mayor cantidad de nutrientes generando mas biomasa, lo cual se traduce en una mayor evapotrasnpiración por parte del cultivo (Tabla 1).

Tabla 1. Componentes del balance hídrico y cantidad de nitrógeno lixiviado en T0 y T3 .

Componente	T0	T3
Pe (mm)	775	775
Δh (mm)	37	25
D/AC (mm)	-101	-120
ET (mm)	-612	-607
Sorgo	-267	-290
Barbecho	-345	-317
N-NO_3^-(kg ha^{-1})	-3	-12

Teniendo en cuenta el movimiento del flujo de agua, el drenaje predominó por sobre el ascenso capilar, generando lixiviados con distintas concentraciones de N-NO_3^-. Durante el primer año se observa que tanto T0 como T3 presentan picos de N-NO_3^-, durante los meses de verano, de noviembre a enero. Período de máximo crecimiento del cultivo pero también de mayor mineralización del nitrógeno orgánico en el suelo dejando disponible el nitrógeno como nitratos. A pesar de esto, la dosis del T3 de 360 kg ha^{-1} de N, superó por momentos, a la concentración límite para el consumo de agua, por arriba de 11,3mg L^{-1}, llegando en sus picos máximos hasta los 39 mg L^{-1}. En los meses de otoño-invierno logra estabilizarse en concentraciones menores a la establecida como límite en ambos tratamientos. Ya en la primavera, las concentraciones tienden a ser más elevadas, con la diferencia que el T0 se mantiene siempre por debajo del límite y el T3 tiende a estar proximo al limite crítico (Figura 3). El comportamiento de los nitratos en la solución del suelo, copia el patrón de la temperatura media de los meses primavera-verano manifestado en el lugar del ensayo, donde a partir de septiembre la temperatura media crece mensualmente hasta enero, al igual que los nitratos.En un experimento con lisímetros aplicaron sobre un suelo rojo estiercol de cerdo durante 8 años, encontraron que con la dosis más alta de aplicación (600 kg ha^{-1} N) las concentraciones de nitratos en los lixiviados incrementaba exponencialmente los primeros cuatro años y después se estabilizaba en 13mg L^{-1} por causa de variaciones en el nitrogeno orgánico y pH del suelo. También observaron que con dosis minimas de 150 kg ha^{-1} N las concentraciones de nitratos a lo largo del experimento se mantenían bajas. Las pérdidas de nitrogeno según las dosis 0kg ha^{-1} N, 150 kg ha^{-1} N, y 600kg ha^{-1} N, fueron de 32 kg ha^{-1} N, 82 kg ha^{-1} Ny 77kg ha^{-1} N (Long & Sun, 2011).

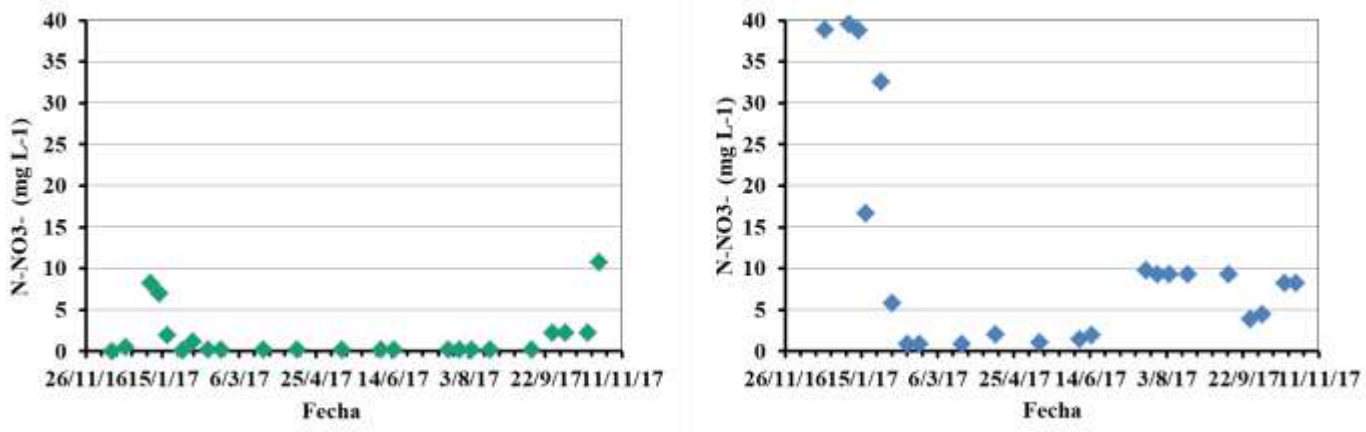


Figura 3. Evolución del contenido de N-NO_3^- presentes en los lixiviados durante el periodo de implantación de sorgo y barbecho.

En cuanto a las pérdidas de nitrógeno por hectárea durante el periodo estudiado, los T0 perdieron 3,1kg ha^{-1} y los T3 12 kg ha^{-1}.Otros autores encontraron pérdidas de nitrógeno de nitratos anuales por debajo de los 0,9 mde profundidad en un rango de 9,49kg ha-1 de N y24,86kg ha-1 de N, con aplicaciones de estiercol bovino y estiercol líquido bovino, respectivamente, indicando así que en términos de lixiviacion de N-NO_3^- el estiércol es mas conservador que el fertilizante químico, dónde éste ultimo no reduce la concentracion de los nitratos (Demurtas *et al.*, 2016).

CONCLUSIONES

En las condiciones experimentales, en un ciclo de sorgo forrajero y posterior barbecho, con elevada demanda de nutrientes del cultivo, en un suelo con baja capacidad de conducir agua y la presencia de eventos de precipitaciones atípicos, no se registraron pérdidas elevadas de $N\text{-}NO_3^-$ por lixiviación.

BIBLIOGRAFIA

- Cameron, K.C., Di, H.J. & Moir, J.L. 2013. Nitrogen losses from the soil/plant system: A review. *Annals of Applied Biology*, **162**, 145–173.
- Demurtas, C.E., Seddaiu, G., Ledda, L., Cappai, C., Doro, L., Carletti, A. & Roggero, P.P. 2016. Replacing organic with mineral N fertilization does not reduce nitrate leaching in double crop forage systems under Mediterranean conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **219**, 83–92.
- Eaton, A.D., Franson, M.A.H. 2005. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association., American Water Works Association. & Water Environment Federation, Washington DC.
- Goss, M.J., Tubeileh, A. & Goorahoo, D. 2013. A Review of the Use of Organic Amendments and the Risk to Human Health. *Advances in Agronomy*, **120**, 275–379.
- Hathield, J.L. & Stewart, B.A. 1998. *Animal Waste Utilization: Effective Use of Manure as a Soil Resource*. Ann Arbor Press. 319.
- Herrero, M. A.; Iramain, M.S.; Korol, S.; Buffoni, H.; Flores, M.; Pol, M.; Maldonado May; V., Sardi, G., & Fortunato, M.S. 2001. Calidad de agua y contaminación en tambos de la cuenca de Abasto sur. *Revista Argentina*. Buenos Aires, Argentina.
- Jarvis, S.C. 1993. Nitrogen cycling and losses from dairy farms. *Soil Use and Management*, **9**, 99–104.
- Jing, H., Ying-Hua, D., Ming-Gang, X., Li-Mei, Z., Zhang, X.-B., Bo-Ren, W., Yang-Zhu, Z., Su-Duan, G. & Nan, S. 2017. ScienceDirect Nitrogen mobility, ammonia volatilization, and estimated leaching loss from long-term manure incorporation in red soil. *Journal of Integrative Agriculture*. **16**, 2082–2092.
- Long, G.-Q. & Sun, B. 2011. Nitrogen leaching under corn cultivation stabilized after four years application of pig manure to red soil in subtropical China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. **146**, 73–80.
- Maillard, É. & Angers, D.A. 2014. Animal manure application and soil organic carbon stocks: A meta-analysis. *Global Change Biology*, **20**, 666–679.
- Morari, F., Lugato, E., Polese, R., Berti, A. & Giardini, L. 2011. Nitrate concentrations in groundwater under contrasting agricultural management practices in the low plains of Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment.* **147**, 47–56.
- Olson, B.M., Bennett, D.R., McKenzie, R.H., Ormann, T.D. & Atkins, R.P. 2009. Nitrate Leaching in Two Irrigated Soils with Different Rates of Cattle Manure. *Journal of Environment Quality*. **38**, 2218.
- Taverna, M.; Charlón, V.; Panigatti, C.; Castillo, A.; Serrano, P. & Giordano, J. 2004. Manual sobre el manejo de los residuos originados en las instalaciones de ordeño. Una contribución al logro de ambientes locales sanos. Ed. INTA ISBN 987-521-121-4, 75.
- The Council of the European Union. 1998. Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption. *Official Journal of the European Communities*. **L330**, 32–54.
- Upton, M. 1997**.** Intensification or extensification: which has the lowest environmental burden WAR/RMZ. Nº 88. FAO. Roma, Italia.
- Urrutia Pérez, R.; O Parra Barrientos & A Acuña Carmona. 2003. Los recursos hídricos; una perspectiva global e integral. INET-GTZ. Buenos Aires, Argentina.
- USEPA (Environmental Protection Agency), 2007. Nitrates and Nitrites TEACH Chemical Summary.
- Wang, H.; Magesan, G.N., & Bolan, N.S. 2004. An overview of the environmental effects of land application of farm effluents. *New Zealand Journal of Agricultural Researc*h, **47**, 389-403.

C1P51. COMPARACION DE MÉTODOS PARA DETERMINAR LA DISPONIBILIDAD DE FOSFORO EN SUELOS DEL VALLE CENTRAL DE CATAMARCA

Pernasetti O.B[1].; Bustos E.S[2]; Salas M.D.[3]; Córdoba A.F[4]; Alurralde A.L.[1] y Campos V[4].

[1]Cátedra de Edafología; [2]Cátedra de Biometría y Tec. Exp.; [3]Cátedra de Química General e Inorgánica; [4]Alumnos- FCA-UNCA.
olgapernasetti@hotmail.com

RESUMEN

La estimación de fósforo en el suelo por medio de métodos químicos es uno de los temas que ha recibido mayor atención por parte de los investigadores en fertilidad de suelos. Existen antecedentes que el fósforo extraído del suelo con distintas soluciones no se correlaciona adecuadamente con el fósforo absorbido por las plantas. Bray y Kurtz proponen un método rápido para estimar las formas de fósforo disponible el cual utiliza como extractante una solución mezcla de NH4F 0,03N y HCl 0,025N. Por otro lado el método de Olsen utiliza como extractante una disolución de NaHCO3 0.5M moderadamente alcalina (pH = 8,5) ideada para controlar la actividad de los iones calcio, a través del producto de solubilidad del CaCO3 durante la extracción de fósforo en suelos calcáreos. En los suelos del Valle de Catamarca, se realizan sistemáticamente análisis de fósforo asimilables especialmente con el método de Olsen, debido a que los pH se encuentran generalmente por encima de 7. En casos puntuales se realiza el método de Bray y Kurtz I, sobre todo en las pocas zonas húmedas de la provincia en donde se observa pH inferiores a 7. El objetivo de este trabajo es analizar y comparar los resultados obtenidos por ambos métodos -Bray y Kurtz I y Olsen- respecto de los valores de fosforo en el suelo (ppm P) en un ensayo con aplicación de fertilizante fosfatado. Fertilizante utilizado, ácido fosfórico P=27%. Para el mismo, se incubaron macetas con 1 kg de suelo regadas con agua corriente, manteniendo la humedad del suelo entre capacidad de campo y punto de marchitez. Las dosis ensayadas fueron: 0 (testigo), 16, 32, 64, 128 y 256 kg de P por hectárea, 5 tratamientos, 1 testigo, y 3 repeticiones. Se tomaron muestras en 4 tiempos a lo largo de un año, 45, 90, 180 y 360 días del inicio de incubación. Se realizaron los análisis de fósforo con metodología de Olsen y Bray y Kurtz I. Los datos obtenidos fueron analizados con el software estadístico InfoStat versión 2016. Se determinó que siguiendo el método de Bray los valores observados de fósforo presentan una mayor variabilidad y una fuerte disminución en el fósforo disponible a partir del 3° tiempo de muestreo, mientras que a través del método de Olsen la variabilidad del contenido del nutriente es menor, teniendo en cuenta que se trata de un suelo sin pérdidas por escurrimiento ni por absorción ya que no tienen cultivo. El método de Olsen evaluó mejor una disponibilidad de fosforó con correlaciones más altas (r = 0.75) que el método de Bray y Kurtz I (r = 0,45, siendo mejor el ajuste para los tipos de suelos estudiados el método de Olsen.

Palabras clave: niveles, disponibilidad, variabilidad

C1P52. COMPORTAMIENTO DEL ÁCIDO 2,4-DICLORO-FENOXIACÉTICO EN SUELOS DE ARROCERAS DE LA PROVINCIA DE CORRIENTES

Pila, A.N.[1]; Dalurzo, H.C.[2] y Jorge, N. L.[1]

[1] Laboratorio de Investigaciones en Tecnología Ambiental, IQUIBA-CONICET Facultad de Ciencias Exactas y Nat. y Agr. –UNNE-Corrientes, Argentina. [2] Manejo y Conservación de Suelos, Facultad de Ciencias Agrarias-UNNE; Corrientes
andreanatalia_87@hotmail.com.ar

RESUMEN

El herbicida ácido 2,4-dicloro fenoxiacético (2,4-D) es muy utilizado en los cultivos de arroz de las diferentes zonas de la provincia de Corrientes. Determinar la cinética de adsorción, nos permitirá abordar los efectos de transporte del mismo y su persistencia en el medio edafico. El objetivo de este trabajo fue evaluar la cinética de adsorción del 2,4-D sobre un suelo de cultivo de arroz, en función del tiempo, y determinar la influencia de la temperatura.El muestreo se recogió en el Departamento de Mercedes (Corrientes). Se trabajó con muestras de 0-10 cm de profundidad, en una zona afectada por el trabajo del suelo. El suelo utilizado presentó una textura franco limosa de color partdo amarillento (10 YR 5,5/4) con características hidromórficas. El adsorbato utilizado es el 2,4-D; se trabajó a tres temperaturas 25ºC 35ºC y 45ºC. Los estudios cinéticos se realizaron siguiendo la técnica de equilibrio en batch con tiempos que van de 1 a 24 horas. Se puso en contacto una muestra de 1g suelo con 30 mL de una solución de 2,4-D 1 mg L^{-1} en $CaCl_2$ y se realizó un seguimiento en intervalos de 1 hora durante 24 h. La capacidad de adsorción (q_e) del 2,4-D se determinó mediante la correlación: $q_e=V (C_i-C_e) /m$, donde C_i es la concentración inicial de 2,4-D (mg L^{-1}), C_e es la concentración en el equilibrio (mg L^{-1}), V es el volumen de solución en litros, m es la masa de adsorbente expresada en gramos y q_e es la capacidad de adsorción (mg g^{-1}). Las concentraciones de 2,4-D remanente fueron determinadas por HPLC. Se observó que los datos cinéticos experimentales tienen mayor correlación con el modelo de pseudo segundo orden. Se estudió también de difusión intrapartícula encontrándose que este no es el paso limitante de la velocidad en el procedimiento de sorción.

Palabras clave: Degradación, sorción, difusión.

INTRODUCCIÓN

Los plaguicidas aplicados a los cultivos ingresan al suelo por las pérdidas directas, dispersión del producto, la escorrentía o la incorporación de residuos de cultivos contaminados. Una vez presente en el suelo, los pesticidas migran de un compartimento a otro y actúan como una fuente de contaminación al aire, los cuerpos de agua, etc., la magnitud del peligro depende de su tiempo de residencia en el suelo (El Bakouri *et. al*., 2009a; El Bakouri *et. al*., 2009b; El Bakouri *et. al*., 2010). Sin embargo el uso de plaguicidas presenta varios inconvenientes ya que alteran el balance de la naturaleza desequilibrando los sistemas ecológicos (Primo Yufera & Carrasco Dorrien, 1997). Los residuos de estos compuestos pueden llegar a zonas más lejanas del área de aplicación arrastrados por el viento, cursos de aguas continentales, corrientes marinas y a través de las cadenas biológicas (Badii & Landeros, 2015).

La adsorción es el mecanismo más importante por influir directa o indirectamente en la magnitud y efecto de los otros mecanismos y es un fenómeno de atracción entre una superficie sólida y un líquido o un vapor, las moléculas de plaguicida pueden ser adsorbidas o retenidas por los coloides presentes en el suelo, arcilla y materia orgánica, durante el proceso de lixiviación (Beltrán *et. al*., 1995)

En el marco de esta investigación, es de interés la influencia de la temperatura sobre las cinéticas de adsorción de los plaguicidas, la obtención de los pará metros cinéticos y su ajuste a modelos matemáticos. La metodología y los resultados aquí obtenidos pueden ser utilizados para predecir el comportamiento de procesos de adsorción bajo diferentes condiciones de operación.

.MATERIALES Y MÉTODOS

Suelo

Las muestras de suelo utilizado en el estudio pertenecen al Departamento de Mercedes de la provincia de Corrientes. La muestra corresponde a la capa superficial (0-10 cm) de un suelo dedicado a cultivo de arroz. La textura de

la capa arable fue franco limosa arcillosa de color pardo amarillo en seco (10 YR 5.5/4) con los siguientes tamaños de partículas 22% de arcilla, 46% limo y 32% arena, con contenido medios de materia orgánico 2,58%; pH 5,8; CIC 12,5 cmol kg^{-1}, Ca^{2+}7,7 cmol kg^{-1}. Sus características se determinaron por metodología citada Uzunova *et. al*. (2013). Las muestras fueron secadas, molidas y tamizadas por una malla de 2 mm y almacenadas a 4 ° C hasta su posterior análisis.

Análisis del herbicida

El 2,4-D fue cuantificado en 1 mL de la fracción extraída de la solución en equilibrio con el suelo por extracción en fase sólida (SPE), mediante cromatografía liquida de alta performance (HPLC). Se utilizó un cromatógrafo Agilent 1120 compact LC. La separación se llevó a cabo en una columna ODS Eclipse plus (14 x 4 mm d.i., 5 µm de tamaño de partícula) con una fase móvil formada por 35:65 acetonitrilo: metanol/agua con 0,1% de ácido ortofósforico. El flujo de fase móvil de 1,2 mL min^{-1} y un volumen de inyección de 20 µL. Bajo estas condiciones el tiempo de retención del 2,4-D fue de 2,9 min.

Cinéticas de adsorción

La cinética de adsorción del 2,4-D en el suelo, se llevó a cabo a los 25, 35 y 45 °C. Se preparó una solución de 1 mg L^{-1} de 2,4-D en $CaCl_2$.

Los experimentos cinéticos se han realizado siguiendo la técnica "batch" propuesta por la guía nº 106 para el control de químicos, de la Organización por el Desarrollo Económico (Guideline & Guideline, 2001). En cada experimento, se tomaron 30 mL de solución de pesticidas, se pusieron en contacto con 1 g de suelo y se agitaron en un agitador rotatorio y a temperatura constante. Tras la agitación, la solución se ha centrifugado a 5000 g durante 10 minutos y se ha recuperado el sobrenadante, que se somete a la extracción del 2,4-D mediante SPE y se analiza por HPLC. Se han determinado las concentraciones del 2,4-D en solución a diferentes intervalos de tiempo tras 1 hora de agitación y contacto, y cada hora hasta llegar a 24 horas. Todos los experimentos se han realizado por triplicado.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Efecto del tiempo de contacto

El efecto del tiempo de agitación ó contacto entre las fases sólido-líquido en un proceso de adsorción, es un factor importante que influye en las características de estos procesos, ya que determinan la distribución de equilibrio del adsorbato y adsorbente, estableciendo el tiempo de equilibrio y describiendo su cinética. Existe una gran cantidad de modelos cinéticos reportados en la literatura especializada, sin embargo los modelos cinéticos más probados en estos sistemas son los de pseudo primer orden, pseudo segundo orden, Elovich y difusión intrapartícula. En general, la capacidad de adsorción del 2,4-D en suelo se puede calcular basada en el principio de transferencia de masa de acuerdo a la ecuación (1).

$$q_t = ((C_o - C_t)\ V)/m \qquad (1)$$

Donde q_t es la cantidad de 2,4-D adsorbida en el equilibrio (mg g^{-1}),C_0 y C_t (mg L^{-1}) son las concentraciones, iniciales y en un tiempo t, en fase líquida del 2,4-D, V es el volumen de solución (L) y m es la masa de adsorbente (g).

Modelado de la Cinética de Adsorción

Según Weber & Smith (1987) la transferencia de un compuesto desde una fase líquida hacia un sitio de adsorción se efectúa en cuatro etapas: la transferencia del compuesto desde el líquido hacia la película cerca al adsorbente sólido (etapa rápida), la transferencia del compuesto a través de la película de líquido cercana de la superficie externa del adsorbente (transferencia de masa externa), la difusión del compuesto al interior de la partícula del adsorbente (difusión intrapartícula), y la adsorción propiamente dicha, que es una etapa rápida. La cinética de adsorción está determinada por la etapa más lenta, es decir, la transferencia de masa externa (K_f) y la difusión intragranular superficial (Ds) y/o porosa (Dp). Sin embargo, para la mayor parte de los autores, el efecto de la difusión superficial es mayor al ser comparada con la difusión porosa. Komiyama & Smith (1974) estiman que el efecto de la difusión superficial es veinte veces más importante que el efecto de la difusión porosa. Por tanto, en este trabajo no se considerará la difusión porosa.

Modelo de pseudo primer orden

El modelo cinético de pseudo primer orden (PPOR) se basa principalmente en la capacidad de adsorción del adsorbente y la determinación de la velocidad del proceso de adsorción. Esto es comúnmente utilizado para sistemas homogéneos que proponen un proceso de adsorción física, descrito por la ecuación de Lagergren, la forma lineal de este modelo se presenta en la ecuación (2), donde q_e y q_t son la cantidad de 2,4-D adsorbido en el adsorbente en equilibrio (mg g^{-1}), en el tiempo t y k_1 es la constante de velocidad de pseudo primer orden (Figura 1)

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t \qquad (2)$$

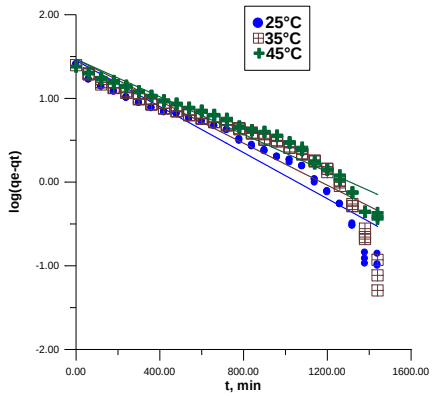


Figura 1. Modelo de ecuación de pseudo primer orden

Donde q_e y q_t, son la capacidad de adsorción en el equilibrio y en un cierto tiempo t, ambas en (mg g^{-1}), k_1 es la razón constante de la adsorción de pseudo primer orden en (min^{-1}). En este modelo, la variación en la tasa de adsorción debería ser proporcional a la primera potencia de la concentración para una adsorción estrictamente superficial. Si no existe linealidad en este modelo, es aducido a la limitante de la difusión entre poros, a partir de la pendiente y el intercepto, se pueden deducir los valores de k_1 y corroborar los valores de q_e experimentales contra los teóricos; si hay gran discrepancia entre estos valores, la cinética de pseudo primer orden no describe este sistema.

Modelo de pseudo segundo orden

El modelo de pseudo segundo orden (PSOR) asume un proceso de adsorción química, atribuido a la distribución de las fuerzas de valencia o intercambio de electrones entre adsorbato y adsorbente, por lo tanto, asignando una efectiva capacidad de adsorción, la cual es proporcional al número de sitios activos ocupados en el adsorbente (Ho & McKay, 1999). Su ecuación lineal (ecuación. 3) se muestra a continuación:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \qquad (3)$$

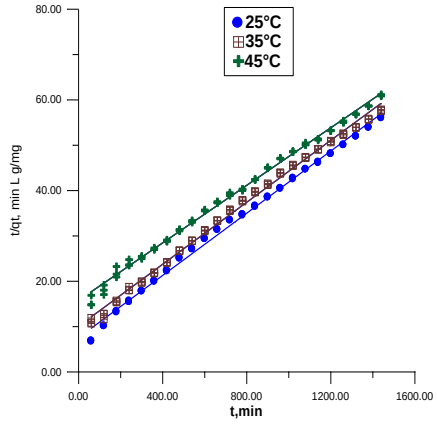


Figura 2. Modelo de ecuación de pseudosegundo orden

Donde q_t es la cantidad de 2,4-D adsorbido en un tiempo específico t en (mg g^{-1}), t es el tiempo (min), q_e, capacidad de adsorción en equilibrio (mg g^{-1}), k_2 es la constante de la ecuación (g $mg^{-1}min^{-1}$); por lo tanto, para lograr deducir las constantes de la cinética de segundo orden, es necesario realizar una gráfica de (t/q_t) vs. (t), de la cual se debería obtener una línea recta y a partir de su pendiente e intercepto, se puede obtener la concentración de equilibrio teórica y la constante de la ecuación, respectivamente; el valor de q_e teórico es comparado con el experimental de la medición, si los valores son muy cercanos, el modelo obedece al modelo de pseudo segundo orden. Se puede observar que la cinética de la adsorción de 2,4-D en el Argiudol sigue este modelo con coeficientes de correlación superiores a 0,99. Estos resultados implican que el mecanismo de quimisorción juega un papel importante para la adsorción del 2,4-D.

Modelo de Elovich

El modelo cinético de Elovich (ME) se aplica a los sistemas de adsorción heterogéneos sólido-líquido, este modelo es adecuado para aplicaciones generales que tienen una cinética de quimisorción y cubre una amplia gama de adsorciones lentas su ecuación lineal (ecuación 4) se describe a continuación (Cheung *et. al.*, 2001)

$$q_t = \beta\, ln\alpha\beta + \beta \ln t \qquad (4)$$

Donde q_t es la cantidad de 2,4-D adsorbido en el adsorbente en el tiempo t (mg $L^{-1}g^{-1}$), β es la constante de equilibrio de adsorción (mg $L^{-1}g^{-1}$ min^{-1}) y α está relacionada con la extensión de superficie cubierta y la energía de activación de quimisorción (L g mg^{-1}) (Figura 3)

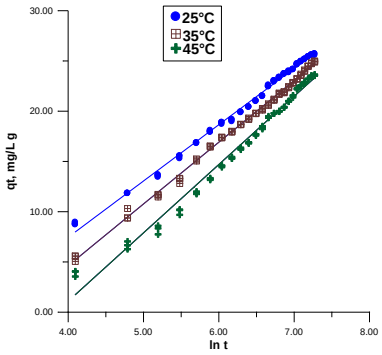


Figura 3. Modelo de ecuación de Elovich

Los datos cinéticos que se observan en la Figura 3 y los parámetros de enunciados en la Tabla 1. A partir de la Tabla 1 se observa una buena correlación entre los puntos experimentales y las líneas teóricas. Esto implica que el modelo de Elovich describe bien los datos cinéticos durante un corto período de tiempo. Cuando la correlación entre la capacidad de sorción y la constante β es negativa, se acepta que el adsorbente no retiene el adsorbato. El valor positivo de las constantes da evidencia de que se produce adsorción. El valor de R^2 fueron 0,9953, 0,9971 y 0,9856, y están en un acuerdo con los resultados del modelo de Pseudo-segundo-orden. La aplicabilidad de la ecuación de Elovich simple para los datos cinéticos actuales indica que la ecuación de Elovich fue capaz de describir adecuadamente la cinética inicial de la sorción de 2,4-D en la superficie del Argiudol.

Modelo de Difusión intrapartícula

El método de difusión intrapartícula (MIP) es un proceso de múltiples etapas que implica el transporte de moléculas de soluto de la fase acuosa a la superficie de las partículas sólidas y posteriormente la difusión de las moléculas de soluto en el interior de los poros, lo cual es probable que sea un proceso lento basado en la teoría de la velocidad propuesta por Webber y Morris (1963) y su ecuación lineal se muestra a continuación (ecuación (5)):

$$q_t = k_P t^{1/2} + C_i \qquad (5)$$

Donde qt es la cantidad de 2,4-D adsorbidos a un tiempo t ($mgL^{-1}g^{-1}$), y k_p es el parámetro de velocidad de la etapa i ($mgL^{-1}g^{-1}$ $min^{-1/2}$), calculada a partir de la pendiente de la línea recta de q_t vs $t^{1/2}$. C_i es el coeficiente de difusión de interpartícula (mg $L^{-1}g^{-1}$). Figura 4

La estructura del suelo y su interacción con la difusión de la sustancia influye con la velocidad de transporte. Un valor alto de kp ilustra mejoradas uniones entre adsorbato y partícula de adsorbente, puede ser simplemente propio de la mayor concentración de adsorbato que induce a mayores fuerzas de difusión de las moléculas de adsorbato en los poros.

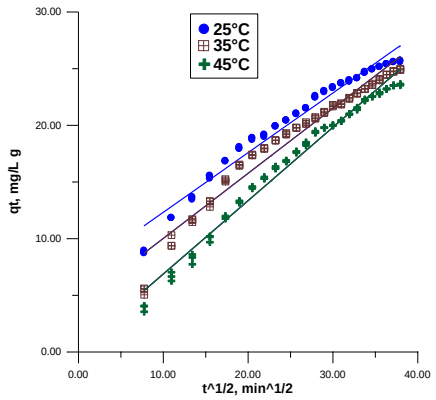


Figura 4. Modelo de ecuación de difusión intrapartícula

Los coeficientes de correlación (R^2) para el modelo de difusión intrapartícula fueron 0,9686, 0,9594 y 0,9829 para 25, 35 y 45ºC, respectivamente (Tabla 1). Estos valores relativamente bajos de R^2 comparados a PSOR y ME sugieren que la difusión intrapartícula puede no ser el único paso limitante de la velocidad en el procedimiento. El mecanismo de adsorción supone la difusión intrapartícula si se cumplen las siguientes condiciones: (a) altos valores de R^2 para determinar la aplicabilidad; (b) línea recta que pasa por el origen para el área de trazado q_t frente a $t^{1/2}$. (c) Intercepción Ci <0. Una prueba de validez que se desvíe de (b) y (c) anterior muestra que el modo de transporte se ve afectado por más de un proceso, que significa que se producen dos o más etapas. Es evidente que las líneas rectas no pasaron a través del origen, es decir, Ci> 0 para todos los casos, indicando además que la difusión intrapartícula no es la única etapa de control de la velocidad.

Tabla 1. Parámetros que describen los modelos cinéticos

Modelos		**ME**			**MIP**	
Temperatura °C	**q_e (mg L^{-1} g^{-1})**	**k_1 10^3 (min^{-1})**	**R^2**	**q_e (mg L^{-1} g^{-1})**	**k_2 10^4 (g L mg^{-1} min^{-1})**	**R^2**
25	4,27	1,4	0,9145	29,15	1,57	0,9957
35	4,34	1,3	0,8516	29,32	1,16	0,9962
45	4,33	1,1	0,9461	31,54	0,64	0,9960
Modelos		**ME**			**MIP**	
Temperatura °C	**α (g mg^{-1})**	**β (mg g^{-1} min^{-1})**	**R^2**	**k_p (g g^{-1} $min^{-1/2}$)**	**C_i (g g^{-1})**	**R^2**
25	0,012	5,59	0,9953	0,53	7,02	0,9686
35	0,006	6,14	0,9971	0,57	4,24	0,9594
45	0,003	6,80	0,9856	0,65	0,37	0,9829

Conclusiones

Los valores del modelo isotérmico cinético y de equilibrio sugieren que el 2,4-D está fuertemente adsorbido en el suelo. El suelo mostró una sorción rápida del 2,4-D y una capacidad de sorción teórica de aproximadamente 1,3 g de 2,4-D g^{-1} de sorbente. Una comparación de los resultados de los coeficientes de regresión R^2 de la Tabla 1 muestra que el proceso de adsorción es principalmente monocapa y la forma de adsorción es por quimisorción. Los relativamente bajos valores R^2 del modelo MIP también sugirieron que la difusividad intrapartícula podría no haber sido el único paso limitante de la velocidad en el procedimiento de sorción. Los resultados mostraron que la sorción de 2,4-D por el suelo es factible, lo que sugiere que no contamina a las aguas subterráneas.

BIBLIOGRAFÍA

- Badii, M. H. & J. Landeros. 2015. Plaguicidas que afectan a la salud humana y la sustentabilidad. Cultura Cientifica y Tecnológica, 4(9) 21-34.
- Beltrán, J.; I. Morell & F. Hernández. 1995. Estudios de adsorción de plaguicidas en suelos mediante experiencias en columnas. Avances en la investigación en Zona No Saturada. Ed. Gonzalo y Antigüedad. Departamento de Industria, Agricultura y Pesca. Gobierno Vasco, 269-279.
- Cheung, C. W.; J. F. Porter & G. McKay. 2001. Sorption kinetic analysis for the removal of cadmium ions from effluents using bone char. WaterResearch, 35(3), 605-612.
- El Bakouri H.; J. Morillo; Usero J. & A. Ouassini. 2009a. Natural attenuation of pesticide water contamination by using ecological adsorbents: application for chlorinated pesticides included in European Water Framework Directive. Journal of Hydrology. 364 (1-2) 175–181.

- El Bakouri H.; J.Usero; Morillo J.; Rojas R. & A. Ouassini. 2009b. Drin pesticides removal from aqueous solutions using acid-treated date stonesBioresour. Technol. 100 (10) 2676-2684.
- El Bakouri H.; J.Morillo; Usero J.; Vanderlinden E. & H. Vidal. 2010. Effectiveness of acid-treated agricultural stones used in biopurification systems to avoid pesticide contamination of water resources caused by direct losses: Part I. Equilibrium experiments and kinetics. Bioresource Technol. 101 (14) 5084-5091.
- Ho, Y. S. & G. McKay. 1999. Pseudo-second order model for sorption processes. Process biochemistry, 34(5), 451-465.
- Komiyama, H. & J. M. Smith. 1974. Surface diffusion in liquid filled pores. AIChE Journal, 20(6), 1110-1117.
- Lagergren, S. K. 1898. About the theory of so-called adsorption of soluble substances. Sven. Vetenskapsakad. Handingarl, 24, 1-39.
- Guideline, T. T. & O.Guideline, 2001. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. Sortion/desorption using a batch equilibrium method OECD Test Guideline, 106. OECD Publications, Paris.
- Primo Yufera E. & J. M. Carrasco Dorrien. 1997. Química Agrícola II Plaguicidas y Fitorreguladores. Editorial Alambra. Buenos Aires,
- Uzunova, S.; I. Uzunov, & D. Angelova. 2013. Liquid-phase sorption of oil by carbonized rice husks: impact of grain size distribution on the sorption kinetics. Journal of Chemical Technology & Metallurgy, 48(5), 505-512.
- Weber, W. J. & J. C. Morris. 1963. Kinetics of adsorption on carbon from solution. Journal of the Sanitary Engineering Division, 89(2), 31-60.
- Weber W. & E. Smith. 1987. Simulation and design models for adsorption process. Environ. Sci. Tech. 21: 1040-1050

C1P53. IMPACTO DE APLICAR VINAZAS EN SUELOS PRODUCTIVOS DE CAÑA DE AZÚCAR

Portocarrero, Rocio; Correa, María A.; Vallejo, Juan y Fernández de Ullivarri, Enrique.

Estación Experimental Agropecuaria Famaillá, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Ruta provincial 301, km 32. 4132. Padilla, Famaillá. Argentina. portocarrero.rocio@inta.gob.ar

RESUMEN

La producción de bioetanol de caña de azúcar genera vinaza, un efluente que se caracteriza por tener altos contenidos de materia orgánica (DBO_5 promedio 70000 mg l^{-1}) y sales (CE promedio 31,15 dS m^{-1}), principalmente de potasio. La aplicación de vinazas en suelos en producción de caña de azúcar se plantea como oportunidad de recuperación de nutrientes y aporte de materia orgánica al suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar el impacto de la aplicación de vinazas sobre parámetros fisicoquímicos de calidad del suelo. Se instaló un ensayo en un lote de textura franca,en producción de caña de azúcar (*Saccharumspp*. var LCP 85-384) de la llanura deprimida no salina de Tucumán. Se evaluaron dos tratamientos: T1) manejo convencional, con aplicación de urea como fuente nitrogenada; T2) Aplicación de 100 m^3 ha^{-1}año^{-1}de vinaza proveniente de ingenios cercanos, considerando que con esta dosis se suple el requerimiento anual de N por el cultivo. Cada tratamiento tiene cuatro repeticiones y cada parcela es de 6 surcos por 10 m de largo. La aplicación de las vinazas se realizó durante cuatro años consecutivos en etapa de macollaje o inicio de gran crecimiento del cultivo, desde la edad de caña planta hasta soca 3. El muestreo de suelo se realizó posterior a la cosecha de soca 3 en dos puntos de los surcos centrales de cada parcela, a las profundidades de 0-10 cm y 10-30 cm. En las 16 muestras de suelo se evaluaron los parámetros: pH, CE, CO, capacidad de intercambio catiónico (CIC) y cationes intercambiables (CI). Los datos se analizaron estadísticamente mediante ANAVA para contraste de tratamientos de cada profundidad y test DGC para diferencias de medias ($p<0,05$). Los resultados muestran que T2 presenta mayor pH ($pH_{\bar{x}}$=6,28), CE ($CE_{\bar{x}}$=635 µS m^{-1}), CO ($CO_{\bar{x}}$= 1.6%), K_{int} ($K_{int\bar{x}}$=3.7 cmol kg^{-1}) y Mg_{int} ($Mg_{int\bar{x}}$=3,95 cmol kg^{-1}) que T1 ($pH_{\bar{x}}$=5,63; $CE_{\bar{x}}$=243 µS m^{-1};$CO_{\bar{x}}$=1,3%; $K_{int\bar{x}}$= 1,3 cmol kg^{-1}; $Mg_{int\bar{x}}$=3 cmol kg^{-1}) en los primeros 10 cm de suelo. En la profundidad de 10-30 cm la CE y K_{int} son mayores en T2 ($CE_{\bar{x}}$=444 µS m^{-1}; $K_{int\bar{x}}$= 2,13 cmol kg^{-1}) que T1($CE_{\bar{x}}$=195 µS m^{-1}; $K_{int\bar{x}}$= 0,8 cmol kg^{-1}). El porcentaje de saturación potásica promedio del CIC en T2 es 22% y 13% a los 0-10 cm y 10-30 cm, respectivamente. En el T1 la saturación potásica máxima es 6%. Asociado al incremento en la saturación potásica en T2, se observa desplazamiento del Ca_{int}. Con los resultados de este trabajo se demuestra la complejidad de la aplicación de vinazas en campo productivos: como positivo el aporte de nutrientes e incremento de materia orgánica del suelo, un parámetro de fertilidad física y química muy importante en suelos naturalmente pobres, con muchos años bajo monocultivo y alta intensidad de laboreo, como negativo el incremento de sales y modificación del equilibrio de bases intercambiables; parámetros que deberán monitorearse anualmente ya que inciden en la calidad del suelo y del cultivo.

Palabras clave: bioetanol, salinidad, carbono orgánico

C1P54. DISPONIBILIDAD DE FÓSFORO EN SUELOS CON DIFERENTES TEXTURAS Y APLICACIÓN DE CARBONATO DE CALCIO

Rasche Alvarez, Jimmy W.; Rolón Paredes, Gustavo A.; Lares Cuevas, Derlis H.; Rojas Cáceres, Ariel; González Blanco, Alicia N. y Rheinhermer dos Santos, Danilo.

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Asunción. San Lorenzo, Km 11, Campus Universitario. Central. Paraguay. jwrasche@yahoo.com.ar

RESUMEN

La aplicación de cal agrícola puede aumentar la eficiencia de la fertilización fosfatada. El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto de la aplicación de diferentes dosis de carbonato de calcio (encalado) sobre las formas lábiles, poco lábil y no lábil de fósforo en dos suelos con diferentes texturas. El experimento se realizó en la Universidad Nacional de Asunción, San Lorenzo, Paraguay. Se utilizó un diseño completo al azar con arreglo bifactorial, con tres repeticiones. Los factores correspondieron a dos texturas de suelo (arcillosa y franco arenosa) y diez dosis de carbonato de calcio ($CaCO_3$) (0, 500, 1000, 2000, 4000, 6000, 8000, 10000, 12.000 y 14.000 kg ha^{-1}, respectivamente). Para el suelo arcilloso no hubo influencia de la aplicación de la carbonato de calcio sobre la disponibilidad de la fracción lábil de P sin embargo, en el suelo franco arcilloso aumentó la disponibilidad de la fracción de P lábil con el aumento del pH del suelo. En relación al P poco lábil y no lábil no existe alteración en su disponibilización. El aumento del pH del suelo permite aumentar la disponibilidad la fracción lábil en suelos franco arcillosos pero no en suelos arcillosos. Las otras fracciones no son afectadas por el pH a corto plazo.

Palabras claves: encalado, fraccionamiento de fósforo, fósforo lábil.

INTRODUCCIÓN

El fósforo es uno de los nutrientes más limitantes en suelos de climas subtropicales (Cordell *et al*., 2009). La baja disponibilidad de fósforo ocurre debido a la alta capacidad de adsorción del fósforo a los arcillominerales como la caolinita y a los oxi-hidróxidos de hierro y aluminio, estos últimos con cargas variables dependientes del pH del suelo, minerales que son predominantes en los suelos clasificados como ultisoles y oxisoles (Pavinato *et al.*, 2009). En estos suelos el fósforo puede estar precipitado en la superficie de los minerales de manera lábil a los cultivos o de manera no lábil, cuando se encuentra adsorbido fuertemente por los arcillominerales del suelo.

En suelos ácidos, se recomienda inicialmente aumentar el pH del suelo, mediante el encalado, para evitar la adsorción del fósforo, aumentando la disponibilidad del fósforo para los cultivos, siendo mayor este incremento mientras menor sea el nivel de arcilla del suelo (Souza *et al.*, 2007). El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto de la aplicación de diferentes dosis de carbonato de calcio (encalado) sobre las formas lábil, poco lábil y no lábil de fósforo en dos suelos con diferentes texturas.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se realizó en el laboratorio del Área de Suelo y Ordenamiento Territorial, de la Facultad de Ciencias Agrarias (FCA), Universidad Nacional de Asunción (UNA), Campus Universitario de San Lorenzo, Paraguay, ubicado a 25º 21´ de LS, 37º 27´ de LO. Se utilizó un diseño completo al azar con arreglo bifactorial, con tres repeticiones. Los factores correspondieron a dos texturas de suelo (arcillosa y franco arenosa) y diez dosis de carbonato de calcio (CaCO3) (0, 500, 1000, 2000, 4000, 6000, 8000, 10000, 12.000 y 14.000 kg ha^{-1}, respectivamente) considerando la camada de 0-0,20 m.

Se colectaron suelos de la capa superficial de dos localidades: un suelo de textura arcillosa (56% de arcilla) clasificado como Oxisol de Hernandarias (Departamento de Alto Paraná) con vegetación correspondiente a una pastura natural y un suelo franco arenoso (17% de arcilla), clasificado como Ultisol de Santa Rosa Misiones (Departamento de Misiones), con vegetación correspondiente a un barbecho.

Inicialmente fue colectado un metro cuadrado de suelo en la profundidad de 0 a 0,20 m de profundidad, colocado en bolsa de arpillera y transportada a la FCA-UNA. Posteriormente el suelo fue extendido sobre lona plástica y secado a sombra de tal manera a tener una homogeneidad, luego se procedió al tamizado con una malla de tamiz de 2 mm, donde

fueron separados las impurezas y restos de la vegetación. En el momento de la colecta de suelo también se realizó el muestro de suelo con anillos de 100 mL de volumen, para determinar la densidad aparente del suelo, posteriormente con estos datos se procedió a calcular el peso de una hectárea para cada tipo de suelo. Con la misma se procedió a calcular la cantidad de carbonato de calcio, para dos kilos de suelo, de acuerdo a los tratamientos utilizados en el trabajo, los que se detallan seguidamente.

Continuadamente se procedió a cargar dos kilos de suelo de cada localidad en macetas de polietileno, así mismo se aplicó el carbonato de calcio correspondiente a los tratamientos mencionados en la tabla 1, con tres repeticiones. Una vez aplicados los tratamientos se procedió a incubar por espacio de 60 días en invernadero, durante el mismo se mantuvo las muestras a 70% de la capacidad de campo y se dejó una apertura que permita el intercambio gaseoso y también se mezclaba el suelo manualmente una vez a la semana, de manera a facilitar la reacción de carbonato de calcio en el suelo.

A los 60 días de la aplicación de la carbonato de calcio se procedió a extraer 50 g de las muestras de suelo de cada tratamiento, de las cuales se realizaron la determinación del pH_{agua} (relación 1:1) y $Al^{+3} + H^{+}$ por titulación.

A las muestras previamente incubadas con carbonato de calcio se le aplicó una dosis única de 43,7 kg ha^{-1} de P (100 kg ha^{-1} de P_2O_5). Se volvió a incubar la misma por 30 días, bajo las mismas condiciones que la incubación con cal. Después de la incubación, las muestras de suelo fueron secadas al aire y tamizadas en tamiz de 2 mm, luego fueron sometidas al fraccionamiento de P descrito por Hedley *et al*. (1982) con las modificaciones propuestas por Rheinheimer (2000).

Todos los extractores permanecieron en contacto con las muestras (1 g de sedimento) durante 16 horas en agitador tipo "end over" (33 rpm) con posterior centrifugación a 2510 g por 20 minutos. En los extractos alcalinos de la solución de $NaHCO_3$ e NaOH fue determinada el P disponible por el método de Dick & Tabatabai (1977), modificado por He & Honeycutt (2005) y fue determinada el P total de cada fracción, realizando la extracción por digestión con persulfato de amonio y H_2SO_4 en autoclave a 121°C y posteriormente determinado por Murphy & Riley (1962). Después el residuo fue secado, molido y fue extraído el P residual (P_{res}) por el método de $H_2SO_4 + H_2O_2 + MgCl_2$ (Olsen & Sommers, 1982). Las determinaciones de fósforo extraídas fueron estimadas por el método de Murphy & Riley (1962).

Posteriormente fueron agrupadas las extracciones por el fraccionamiento de Hedley en P lábil compuesta por el P extraído con $P_{MIA} + P_{NaHCO3}$ que se encuentran ligadas a la superficie de los coloides del suelo de manera intercambiable; como moderadamente lábil correspondientes a las formas inorgánicas ligadas a Fe y Al (Pi-NaOH) y las inorgánicas asociadas a los compuestos húmicos (Po-NaOH), fueron extraídas con NaOH (0,1 e 0,5 mol L^{-1}); P_{HCl} como poco lábil y Pres como no lábil. $P_{NaOH01} + P_{NaOH05}$. El fósforo total de la muestra fue estimado por la sumatoria de todas las extracciones.

Una vez obtenido los resultados relacionados a la disponibilidad de fósforo se realizaron los análisis estadísticos (ANOVA) para determinar si hubo diferencias significativas entre los tratamientos, así mismo se realizó la comparación de medias por el test de Tukey al 5% y curva de regresión en el caso de dosis de carbonato de calcio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como esperado, la aplicación de carbonato de calcio aumentó el nivel de pH en el suelo (Figura 1a), sin embargo, la dosis de carbonato de calcio aplicada para eliminar el aluminio intercambiable fue distinta entre los dos suelos, siendo que en el suelo de textura arcillosa se eliminó el aluminio con la dosis de cal de 4.000 kg ha^{-1}, sin embargo, en el suelo de textura franco arenosa, con la dosis de 1000 kg ha^{-1} se logró eliminar el Al intercambiable. Eso era de esperarse ya que los suelos poseían niveles iniciales de Al intercambiable diferente (Figura 1b).

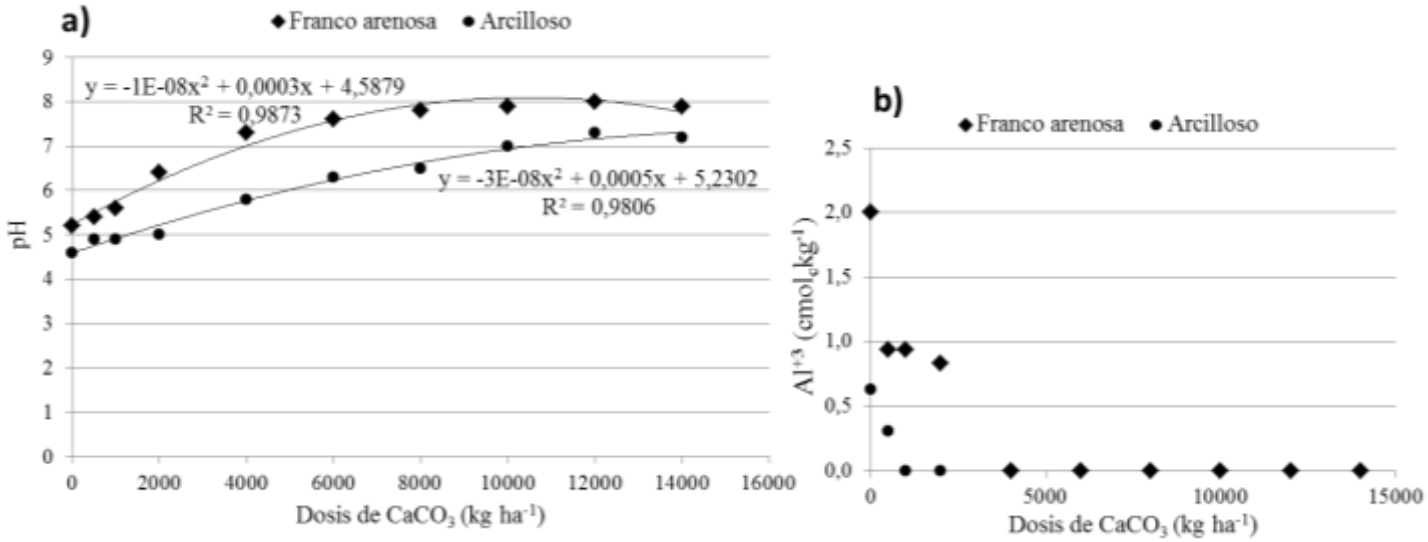


Figura 1. Valores de pH y aluminio intercambiable en suelos de textura arcillosa y franco arenosa, por efecto de la aplicación de dosis crecientes de carbonato de calcio. 2017.

También se puede observar que la fórmula para estimar la dosis de carbonato de calcio a aplicarse para eliminar el aluminio intercambiable (Necesidad de cal en Mg ha^{-1}= Al^{+3} x 2) en estos dos suelos son efectivos, pues en el suelo arcilloso que poseía inicialmente 2 $cmol_c$ kg^{-1} de Al^{+3} se necesitó 4.000 kg ha^{-1} de cal y el pH se elevó a 5,82 y el suelo franco arenoso con 0,63 $cmol_c$ kg^{-1} de Al^{+3} necesitó 1000 kg ha^{-1} de cal para que el aluminio sea neutralizado, alcanzando pH_{H_2O}= 5,63.

El fósforo total del suelo arcilloso original de Hernandarias obtenido por sumatoria de las fracciones fue de 274,1 mg de P kg^{-1} y en el suelo franco arenoso de Santa Rosa Misiones fue de 68,7 mg de P kg^{-1} de suelo, lo que demuestra que en los suelos de Alto Paraná hay prácticamente cuatro veces más fósforo que en los suelos franco arenosos de Misiones.

Cuando se considera el efecto del encalado sobre la disponibilidad de fósforo se observa que hubo interacción significativa entre la textura del suelo y las dosis de carbonato de calcio para la fracción lábil. Para el suelo arcilloso no hubo influencia del pH del suelo, o de la aplicación del carbonato de calcio sobre la disponibilidad de la fracción lábil de P (P_{MIA} + P_{NaHCO3}), inclusive habiendo tendencia de disminución del P disponible con la aplicación de carbonato de calcio, hasta la dosis de 10.000 kg ha^{-1} de carbonato de calcio (pH 7,0), posteriormente incrementándose los niveles de P, pero siempre los valores fueron menores al testigo, mismo en la máxima dosis de carbonato de calcio probada (14.000 kg ha^{-1}) (Figura 2).

Al contrario de lo que cita la literatura, que sostiene que la aplicación de carbonato de calcio impide la fijación de P a los coloides del suelo disponibilizando el mismo, parece no ocurrir esto en oxisoles, (con abundante arcilla y óxidos), posiblemente debido a que la dosis de P aplicada (44 kg de P ha^{-1}) es muy baja cuando comparada con la capacidad de adsorción de P que poseen estos suelos, por lo que sería interesante probar la disponibilidad de P cuando aplicado dosis mayores del mismo en suelos arcillosos con diferentes pH.

Ya en el suelo de textura franco arenosa, con el aumento del pH del suelo por efecto de la aplicación de carbonato de calcio, hubo aumento de la disponibilidad de P hasta la dosis de 1000 kg ha^{-1} (pH = 5,6) cuando esto fue aplicado en dosis única. A dosis mayores de carbonato de calcio, el P se mantuvo en valores constantes hasta la dosis de 8000 kg ha^{-1} (pH = 7,8). A partir de la dosis de 10.000 kg ha^{-1} (pH = 7,9) hubo disminución del P-lábil, ajustándose a una ecuación de segundo grado ($Y = -2e\text{-}07x^2 + 0{,}0017x + 25{,}05$; $R^2 = 0{,}49$) (Figura 2), posiblemente por la formación de compuestos como el fosfato de calcio o alguna otra forma de complejo del P que lo deja indisponible para los extractores más débiles como son la MIA y el $NaHCO_3$.

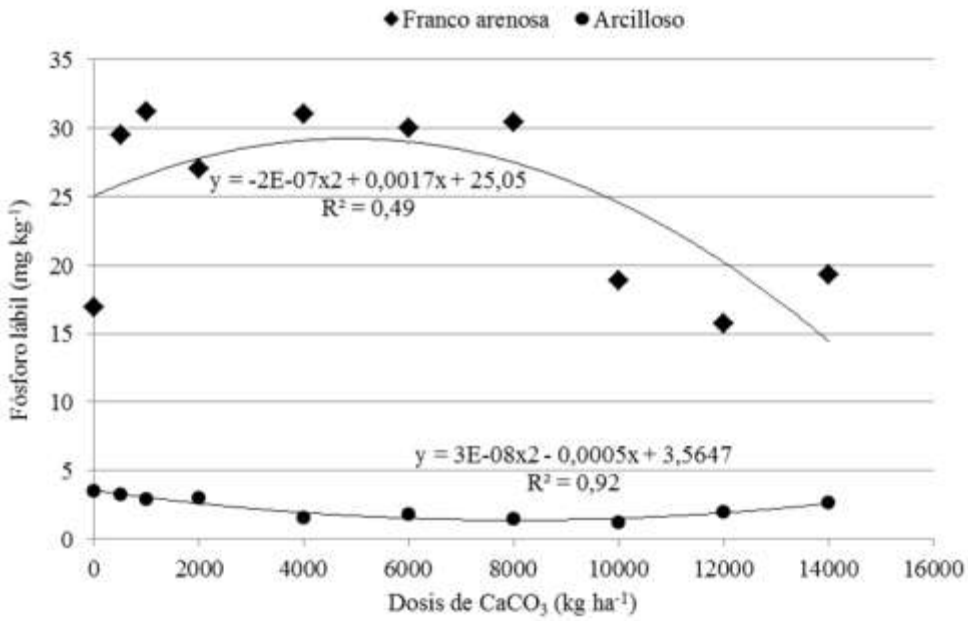


Figura 2: Niveles de fósforo lábil en suelos de textura arcillosa y franco arenosa, por efecto de la aplicación de dosis única de fósforo en suelos con dosis crecientes de carbonato de calcio. 2017.

En relación al P poco lábil, existe mayor nivel en el suelo de textura arcillosa que en el de textura franca, sin embargo, cuando se analiza el efecto del carbonato de calcio, ambos suelos poseen comportamientos similares, donde no existe alteración en la disponibilidad de la fracción de P poco lábil con el aumento de la dosis de carbonato de calcio o aumento del pH. Tabla 1. Era de esperarse que al aumentar el pH del suelo hubiera menor fijación de del P a los óxidos de Fe y Al debido a la deprotonación de estos grupos funcionales, la falta de respuesta pudo haberse dado por la baja dosis de P aplicado en el suelo (44 kg ha^{-1} de P).

Tabla 1: Niveles de fósforo poco lábil y de fósforo no lábil en suelos de textura arcillosa y franco arenosa, por efecto de la aplicación de dosis única de fósforo en suelos con dosis crecientes de carbonato de calcio. 2017.

Dosis de carbonato de calcio	Fósforo poco lábil	Fósforo no lábil
….kg ha^{-1}….	……..…..…..mg kg^{-1}……..	
Textura del suelo		
Arcillosa	19,1 b*	90,8 b
Franco arenosa	34,4 a	290,9 a
DMS	2,7	14,1
Dosis de $CaCO_3$ (Kg ha^{-1})		
0	30,4 a	190,6 a
500	26,1 a	191,1 a
1000	25,5 a	199,3 a
2000	26,2 a	196,3 a
4000	22,3 a	195,0 a
6000	27,9 a	190,7 a
8000	25,1 a	185,1 a
10000	25,2 a	181,2 a
12000	29,1 a	191,0 a
14000	29,8 a	188,4 a
DMS	10,0	52,1

*Los tratamientos con letras diferentes en la columna presentan significación para $p < 0,05$ por el test de Tukey.
ns: No significativo para $p < 0,05$. DMS: Diferencia media significativa.

En lo que se refiere al P no lábil, de manera similar al P poco lábil, se observa mayor nivel en el suelo de textura arcillosa, siendo 3,2 veces superior la cantidad de P no lábil en el suelo arcilloso que en el suelo de textura franco arcillosa. La aplicación de carbonato de calcio no interfirió en la fracción de fósforo no lábil (Tabla 1).

CONCLUSIONES

El fósforo lábil aumenta al aumentar el pH en suelos con bajos niveles de arcilla, sin embargo en suelos arcillosos la aplicación de cal agrícola no posee efecto sobre la disponibilidad de P lábil. El P moderadamente lábil y no lábil no es afectado por la aplicación previa de cal agrícola a corto plazo.

AGRADECIMIENTOS

Al CONACYT por la financiación del Proyecto PINV15-317 “Dinámica del fósforo en suelos ácidos cuando encalados y fertilizados con fósforo”.

BIBLIOGRAFÍA

- Cordell, D.; JO Drangert & S White. 2009. The story of phosphorus: global food security n and food for thought. Glob. Environ. Chang 19:292–305. http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009. Consultado en 12 de diciembre de 2017.
- Dick, WA & MA Tabatabai. 1977. Determination of orthophosphate in aqueous solutions containing labile organic and inorganic phosphorus compounds. Journal of Environmental Quality 6:82-85.
- He, Z & CW Honeycutt. 2005. A modified molybdenum blue method for orthophosphate determination suitable for investigating enzymatic hydrolysis of organic phosphates. Communications in Soil Science and Plant Analysis 36:1373–1383.
- Hedley, MJ; JWB Stewart & BS Chauhan. 1982. Changes in the inorganic and organic phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubation. Soil Sci Soc Am J 46:970-976.
- Murphy, J & JP Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Anal. Chim. Acta 27:31-36.
- Olsen, SR; LE Sommers. 1982. Phosphorus. In: PAGE, AL.; Miller, RH.; Keeney, Q R. (Eds.) Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties. 2. ed. SSSA. Madison, p. 403-430.
- Pavinato, PS; A Merlin & CA Rosolem. 2009. Phosphorus fractions in Brazilian Cerrado soils as affected by tillage. Soil Tillage Res. 105, 149–155. http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2009.07.001. Consultado en 12 de diciembre de 2017.
- Rheinheimer, DS. 2000. Dinâmica do fósforo em sistemas de manejo de solos. Tesis doctoral. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS, BR, 210 p.
- Souza, RF de; V Faquin; AT de Andrade & PRF Torres. 2007. Formas de fósforo em solos sob influência da calagem e adubação orgânica. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 31(6), 1535-1544. https://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832007000600030. Consultado en 12 de diciembre de 2017.

C1P55. LA FORESTACIÓN Y FRACCIONES ORGÁNICAS EN SUELOS ARENOSOS DEL CENTRO OESTE DE CORRIENTES ARGENTINA

Rey Montoya, Tania Soledad[1], Grancic, Carla Eliana [2], Fernández, López Carolina[3], Fabrizio de Iorio, Alicia[4] y Gallardo Lancho, Juan Fernando[5]

[1]Becaria de Formación INTA Corrientes. Correo electrónico: montoya.tania@inta.gob.ar.
[2]Profesional externo INTA Corrientes
[3]Investigadora INTA Corrientes
[1 ,2 y 3] Ruta 12, km 1008. 3416. El Sombrero (Corrientes, Argentina)
[4]Docente investigadora FAUBA. Av. San Martín 4453, C1417DSE, Buenos Aires (Argentina)
[5]Prf. Investigador IRNASa, CSIC. C/ Cordel de Merinas, 40. 37008. Salamanca (Salamanca. España)

RESUMEN

El fraccionamiento físico de la materia orgánica (MO) del suelo se basa en la estabilización y el ciclado de la misma, permite conocer la dinámica de ésta y, a través de sus fracciones lábiles y recalcitrantes se puede establecer la calidad de la MO. La fracción de MO menos transformada o lábil, que debido a su sensibilidad nos permite conocer los efectos de los cambios de uso del suelo, es el motivo por el cual puede utilizarse como indicadora temprana de tales efectos. El objetivo del estudio fue evaluar las fracciones de la materia orgánica del suelo tras el reemplazo de pastizales naturales a implantación de coníferas introducidas en suelos arenosos en dos estaciones climáticas. Los muestreos edáficos se llevaron a cabo en los departamentos de San Miguel (**SM**) y Concepción (**CN**) (Corrientes - Argentina) durante el otoño y la primavera sobre un suelo clasificado como *Psamacuente típico*. Se empleó un diseño en parcelas divididas donde los tratamientos fueron: **TPN**: Pastizal natural (testigo); **PMP**: Plantación de pino, medio plazo (5 años de edad de *P. taeda*). Las sitios de cada tratamiento se ubicaron cercanos unos a otros para disminuir las posibles variaciones de las condiciones ambientales. En cada localidad (parcelas) se establecieron 2 tratamientos (subparcelas), donde se tomaron muestras compuestas de suelo a una profundidad (0–10cm), con 4 repeticiones por cada tratamiento. En laboratorio, las muestras se secaron al aire, se molieron y se tamizaron por tamiz de 2 mm para su posterior análisis. Se procedió al fraccionamiento granulométrico; separación según tamaño de partícula con tamiz N° 35 y 270, y a la determinación del Carbono lábil (**COP**) y fracciones recalcitrantes de Carbono (**COM**) por combustión seca utilizando para ello un autoanalizador LECO. Los datos obtenidos fueron analizados estadísticamente para determinar diferencias de las variables de suelo entre tratamientos y para cada estación climática mediante el análisis de la varianza. Las comparaciones de las medias de tratamientos se realizaron por la Prueba rangos múltiples de Duncan ($P<0,05$) para ello se empleó el software InfoStat, hallándose con una $p<0,05$ que las fracciones variaron según la estación del año; en otoño el COM se halló significancia entre los tratamientos independientemente del lugar, donde TPN(0,17%)>PMP(0,13%) a la inversa que el COP: PMP(0,09%)>TPN(0,07%) lo que podría deberse al aporte por parte de los árboles en esta época y en primavera, el COM resultó no significativo; y el COP resultó significativo para la variable localidad donde SM (0,21%) (TPN>PMP)>CN (0,05%) (TPN>PMP) para lo cual se requieren nuevas apreciaciones para constatar las tendencias observadas, teniendo en cuenta particularmente las variables climáticas (temperatura media de otoño 17°C y de primavera 21°C) zonales y la formación del nuevo mantillo forestal.

Palabras claves: Carbono orgánico particulado, *Pinus taeda,* carbono orgánico recalcitrante.

C1P56. INFLUENCIA DE SUELOS CONSTRASTANTES EN EL VIGOR DE CVS. DE *VITIS VINÍFERA* L.

Roig, Federico[1,3,*];Berli, Federico[1];Mastrantonio, Leandro[2];Casamitjana, Nadia[3] y Piccoli, Patricia[1]

[1]IBAM, CONICET-UNCuyo, Facultad de Ciencias Agrarias, Almirante Brown 500 M5507 Chacras de Coria, Mendoza, Argentina.
[2]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo, Almirante Brown 500 M5507 Chacras de Coria, Mendoza, Argentina.
[3]Bodega Zuccardi Valle de Uco, Calle Costa Canal Uco s/n, La Consulta, Mendoza, Argentina.
[*]Corresponding autor: F. Roig (faroig@mendoza-conicet.gob.ar)

RESUMEN

La Indicación Geográfica Paraje Altamira se encuentra dentro del cono aluvial del río Tunuyán. Constituye una Importante zona vitícola del Valle de Uco. Sus suelos se caracterizan por una gran heterogeneidad en cuanto a su profundidad hasta la roca, creando situaciones edáficas muy cambiantes para la vid. La falta de uniformidad afecta el vigor y el desarrollo de las plantas en pocos metros de distancia, incluso dentro de una misma parcela, llevando a diferencias en el rendimiento y calidad de fruta. Debido al potencial vitícola de la zona es fundamental conocer cómo el suelo influye en la planta para desarrollar estrategias de manejo adecuadas para cada situación. Los efectos del ambiente determinan a su vez el fenotipo del material vegetal. En la finca de la bodega Zuccardi Valle de Uco se estudió a campo, en plantas de Vitis vinífera L., la fisiología y plasticidad fenotípica de tres cvs. (malbec, bonarda y tempranillo) en respuesta a dos situaciones de suelo contrastantes, un suelo corto (SC) de 0,3 m de profundidad con volumen de piedra superior a 85% y un suelo profundo (SP) de 2 m de profundidad franco-arenoso. Las plantas están conducidas en sistema Guyot, a pie franco, pertenecen a una selección masal y están bajo el mismo sistema de manejo y riqueza de poda. Con ayuda de mapas de conductividad electromagnética de suelo se delimitaron sectores homogéneos correspondientes a SC y SP. En cada situación de suelo se consideró un n=6 (128 plantas cada una). En cada unidad experimental se realizó una calicata para muestreo y análisis del perfil. En laboratorio se realizó un análisis fisicoquímico del suelo. En plantas, durante el invierno se evaluaron los indicadores de vigor peso de poda y calibre de brote. Durante el ciclo de cultivo 2017-2018, se midió contenido relativo de clorofila (CRC), área foliar (AF) y potencial hídrico de tallo (ψt). Se aplicó análisis estadístico descriptivo e inferencial. Se aplicó análisis de varianza, o Kruskal-Wallis. Se encontraron diferencias significativas respecto al tipo de suelo en las variables conductividad eléctrica del extracto de saturación (CEes), arcilla, limo, arena y capacidad de intercambio catiónico (CIC). SC presentó los valores de CEes y arena más altos, mientras que en SP se observaron mayores valores de arcilla, limo y CIC. No se encontraron diferencias significativas en materia orgánica y pH. En plantas se observaron respuestas diferencialmente significativas en el peso de poda y diámetro de brote, presentándose los mayores valores en SP en todas los cvs. Además, se observó una respuesta diferencial en el CRC, AF y ψt considerando el factor suelo. SP presentó los valores más altos de CRC y AF. Por otro lado SC presentó los valores más negativos de ψt en malbec. La interacción "variedad x suelo" resultó no significativa para las variables analizadas.

Palabras clave: abanico aluvial, heterogeneidad de suelo, fisiología.

C1P57. IMPLEMENTACION DE MUESTRAS PATRONES INTERNAS EN EL LABORATORIO DE SUELOS DE LA EEAOC TUCUMAN

Rojas Quinteros, H.; Morandini M.; Madrid F.; Navarro Dimarco J. y Arroyo E.

Estacion Experimental Agroindustrial Obispo Colombres Wiilliam Cross 3150. Las Talitas. Tucuman. Argentina. hrojasquinteros@eeaoc.org.ar

RESUMEN

El aseguramiento de la calidad de los ensayos se realiza efectuando controles en todos los aspectos de realización de los mismos: acondicionamiento de muestras, personal, materiales, insumos; así también como todos los equipos del laboratorio considerados "críticos", los cuales deben cumplir con ciertos requisitos establecidos, consistentes en operaciones de calibración, verificación de funcionamiento, mantenimiento y limpieza, las que son programadas y ejecutadas de acuerdo a una planificación, por lo menos en forma anual, de acuerdo a cada tipo de equipo. El presente trabajo tiene como objetivo testear la calidad de los datos analíticos obtenidos en las determinaciones de materia orgánica oxidable y fósforo disponible en el Laboratorio de Suelos de la EEAOC, mediante la implementación de muestras patrones internas, siguiendo el criterio de Repetibilidad (iguales condiciones de análisis, un mismo día, un mismo analista, etc.).

Palabras clave: Dato, control, repetibilidad

INTRODUCCIÓN

Los laboratorios de análisis de suelos no están exentos a las exigencias de calidad en sus servicios, principalmente porque sus resultados de análisis, aportan información útil y necesaria para la toma de decisiones productivas, comerciales y económicas.

Existen normas nacionales e internacionales que brindan una guía para la implementación de un sistema interno de gestión de calidad; y en el caso de los laboratorios, la norma ISO 9001-2015, "establece los requisitos generales que debe cumplir un laboratorio, si desea demostrar que posee un sistema de calidad, para ser reconocido como competente en la ejecución de calibraciones o ensayos y de generar resultados técnicamente válidos".

La implementación de estas normas es un proceso muy importante que requiere el compromiso de todo el personal del laboratorio, insume un considerable esfuerzo humano, tiempo e inversión de capital, lo cual es difícil de estimar ya que depende del punto de partida y hasta dónde se pretende llegar. Es por ello que se puede comenzar de a poco hasta llegar a un Sistema de Gestión de Calidad totalmente implementado.

A partir de este criterio, y fijando sus objetivos en mejorar la calidad de su servicio, estableció una metodología que permite evaluar y/o asegurar la calidad de los ensayos que se realizan en el Laboratorio.

El aseguramiento de la calidad de los ensayos se realiza efectuando controles en todos los aspectos de realización de los mismos: acondicionamiento de muestras, personal, materiales, insumos; así también como todos los equipos del laboratorio considerados "críticos", los cuales deben cumplir con ciertos requisitos establecidos, consistentes en operaciones de calibración, verificación de funcionamiento, mantenimiento y limpieza, las que son programadas y ejecutadas de acuerdo a una planificación, por lo menos en forma anual, de acuerdo a cada tipo de equipo.(Rojas Quinteros *et.al.*, 2008)

Si bien el concepto de calidad es amplio, cuando hacemos alusión a la calidad específica de los resultados analíticos de un laboratorio, en particular de suelos, la misma puede ser propiciada a través de controles internos y externos:(Vázquez, 2005).

El presente trabajo tiene como objetivo testear la calidad de los datos analíticos obtenidos en las determinaciones de materia orgánica oxidable y fósforo disponible en el Laboratorio de Suelos de la EEAOC, mediante la implementación de muestras patrones internas, siguiendo el criterio de Repetibilidad (iguales condiciones de análisis, un mismo día, un mismo analista, etc.) (Control Interno).

MATERIALES Y MÉTODOS

Preparación de las muestras

Se seleccionaron dos muestras superficiales (0 – 30 cm), MP 1-2017 y MP 2-2017, localizadas en la región de Llanura Deprimida Subregión No Salina de Tucumán. Esta región tiene la particularidad de tener una napa freática que oscila durante el año, llegando en la época de mayor ascenso (Marzo-Abril) a pocos centímetros de la superficie. La mayoría de estos suelos se caracterizan por la presencia de un horizonte A oscuro, rico en materia orgánica y profundo que constituye un epipedón mólico (Zuccardi & Fadda, 1985). Dentro de los suelos descriptos por Zuccardi & Fadda (1985), para esta zona se mencionan a los hapludoles fluventicos y cumulicos donde las texturas superficiales son de moderadamente gruesas (franco arenoso, MP 2-2017) a moderadamente finas (franco arcilloso, MP 2-2017).

Cada lote fue acondicionado según lo prescripto por la norma IRAM/SAGPyA Nº 29578-2009, teniendo en cuenta las condiciones de mezclado para su homogeneización, secado, molienda y tamizado por malla N° 10 (2.0 mm)

Análisis de las muestras

Se analizaron en ambas muestras los parámetros de Materia Orgánica Oxidable (IRAM – SAGyP 29571-2-2007) y Fósforo disponible (IRAM – SAGyP 29570-1-2006). Se realizó una serie repeticiones (16 a 20) para cada muestra.

Análisis de Datos

De manera tal de obtener el valor medio o media (X), el desvío estándar (S) de referencia, el coeficiente de variación (CV%) y el límite superior e inferior (X +/- 2S) para cada determinación y cada muestra. Esto se hizo con el objeto de estimar un rango de desviación aceptable para cada uno de estos parámetros y tomar como "criterio de calidad interna" un coeficiente de variación (CV%) lo más bajo posible, para poder definir el valor asignado de cada parámetro y de cada muestra.

Los resultados de estas evaluaciones se consignaran en gráficas llamadas cartas de control. Las cuales muestran la distribución de los datos alrededor de la media, y el rango de desviación aceptable (X$\pm$ 2S) de las dos muestras patrones (MP 1-2017 y MP 2-2017), para las determinaciones de MO (Walkley-Black) y Pd (Bray I).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de los análisis de MO (Walkley-Black) en la MP 1-2017, se observan en la Figura 1 y en la Tabla 1.

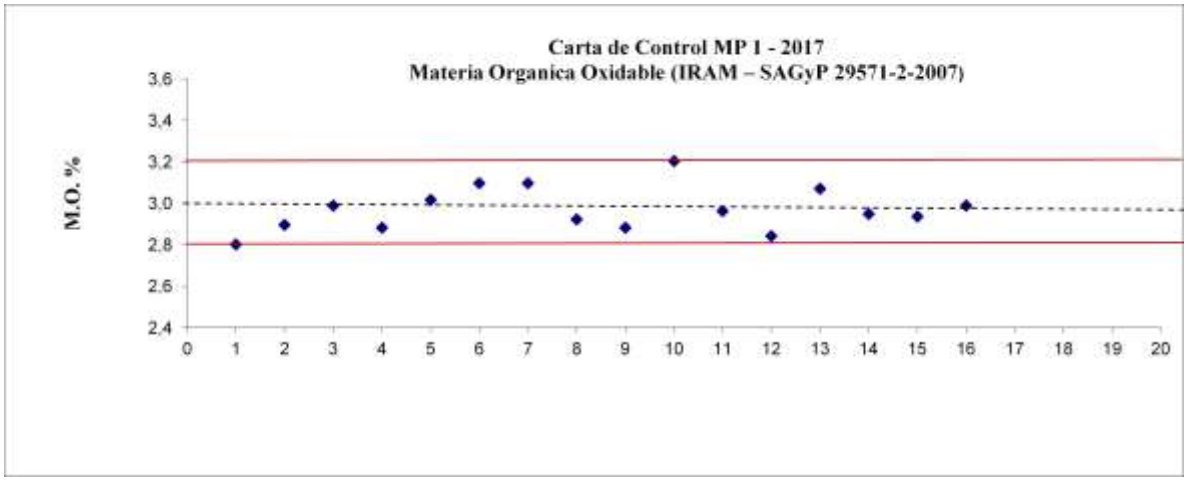


Figura 1: Distribución de los datos alrededor de la media para Materia Orgánica oxidable en MP 1-2017.

Tabla 1: Valor medio o media (X), desvío estándar (S) de referencia, coeficiente de variación (CV%) para Materia Orgánica oxidable en MP 1-2017

Media (X)	3.0
Desviación estándar (S)	0.11
Coeficiente de variación (CV%)	3.6

Los resultados de los análisis de MO (Walkley-Black) en la MP 2-2017, se observan en la Figura 2 y en la Tabla 2.

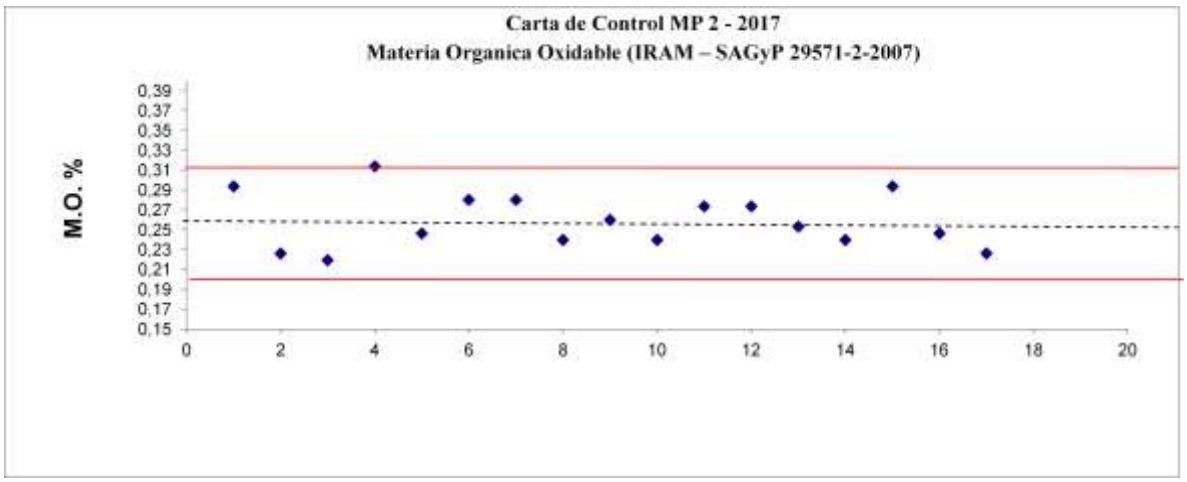


Figura 2: Distribución de los datos alrededor de la media para Materia Orgánica oxidable en MP 2-2017.

Tabla 2: Valor medio o media (X), desvío estándar (S) de referencia, y coeficiente de variación (CV%) para Materia Orgánica oxidable en MP 2-2017

Media (X)	0.26
Desviación estándar (S)	0.03
Coeficiente de variación (CV%)	11.5

Los resultados de los análisis de Pd (Bray I) en la MP 1-2017, se observan en la Figura 3 y en la Tabla 3.

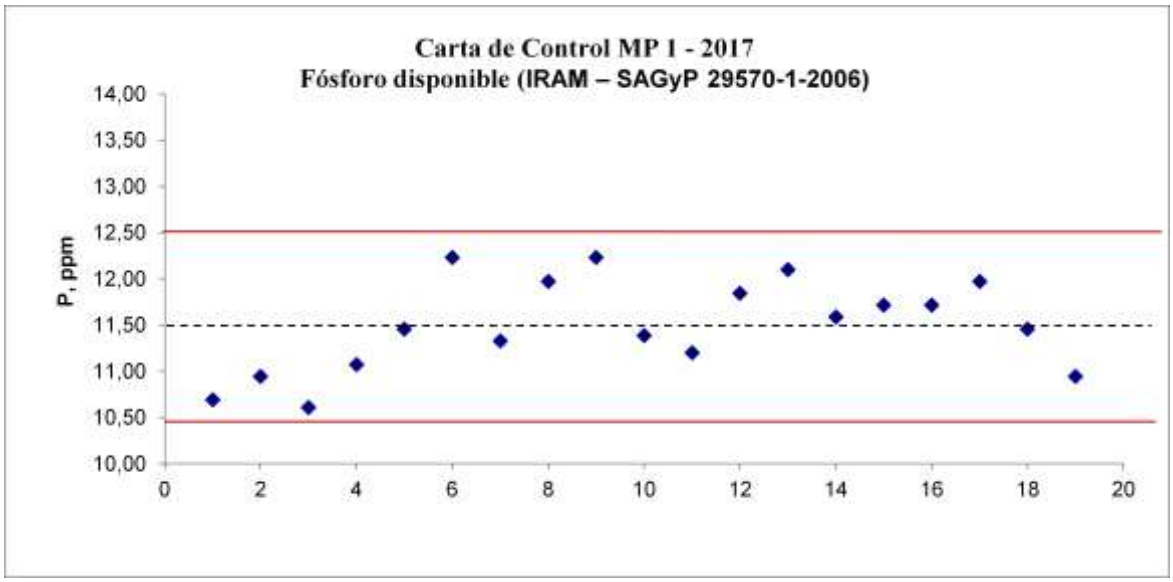


Figura 3: Distribución de los datos alrededor de la media para Fósforo disponible en MP 1-2017.

Tabla 3: Valor medio o media (X), desvío estándar (S) de referencia, y coeficiente de variación (CV%) para Fósforo disponible en MP 1-2017

Media (X)	11.5
Desviación estándar (S)	0.50
Coeficiente de variación (CV%)	4.3

Los resultados de los análisis de Pd (Bray I) en la MP 2-2017, se observan en la Figura 4 y en la Tabla 4.

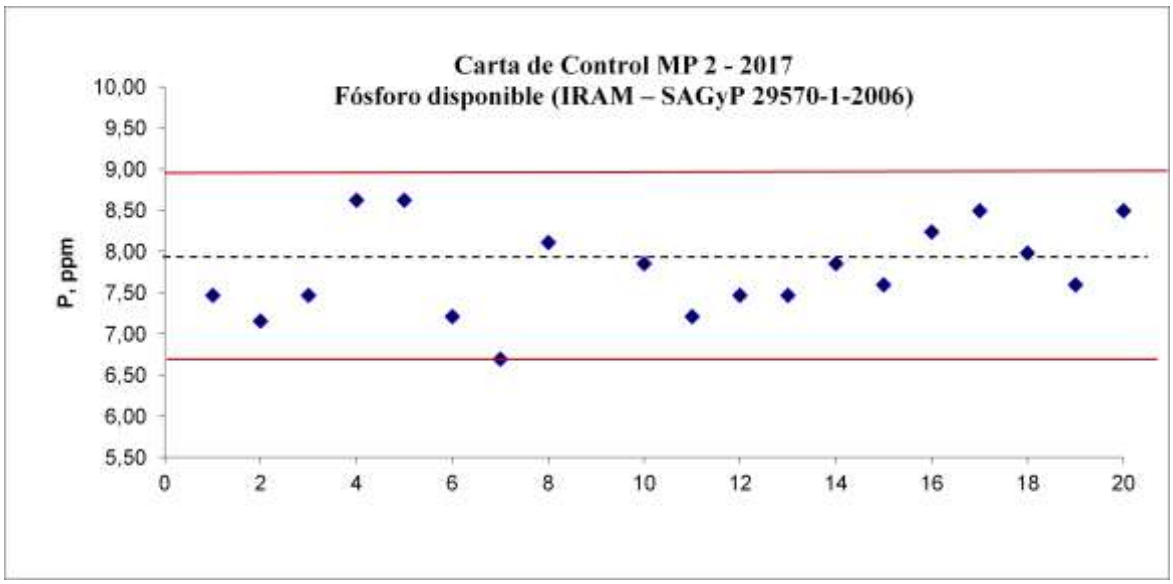


Figura 4: Distribución de los datos alrededor de la media para Fósforo disponible en MP 2-2017.

Tabla 4: Valor medio o media (X), desvío estándar (S) de referencia, y coeficiente de variación (CV%) para Fósforo disponible en MP 2-2017.

Media (X)	7.8
Desviación estándar (S)	0.55
Coeficiente de variación (CV%)	7.1

CONCLUSIONES

La obtención del rango de desviación aceptable para cada uno de estos parámetros (Materia orgánica oxidable (MO), Walkley-Black y Fósforo disponible (Pd) Bray I en suelos) permite, al incluir las muestras patrón en cada tanda de análisis, "garantizar" la calidad y reproducibilidad de las determinaciones analíticas de esa tanda, si el resultado de éstas cae dentro del rango de desviación calculado.

Las evaluaciones de la evolución del trabajo del Laboratorio, se realizan comprobando estadísticamente los resultados y tomando como criterio de calidad un coeficiente de variación (CV%) estable y lo más bajo posible.

El hecho de haber trabajado con dos muestras patrón de distintas texturas y por lo consiguiente distintas concentraciones de MO (%) y Pd (ppm), nos permite testear las tandas de análisis en un rango más amplio de concentración para los parámetros evaluados.

Al considerar el criterio de Repetibilidad y tomando como valor asignado y aceptable el valor X+ 2S determinado, nos permitirá considerar también el criterio de Reproducibilidad, al estudiar estadisticamente los valores determinados de cada muestra patrón que se incluyan en las tandas de análisis de rutina de nuestro Laboratorio.

En cuanto a criterios de Reproducibilidad donde cambian las condiciones de análisis como ser distintos días y/o analistas, será materia para otro trabajo posterior.

BIBLIOGRAFÍA

- Rojas Quinteros, H.C., M. Morandini, A. Sanzano, C. Hernández & F. Madrid, 2008. Control de calidad de datos analíticos de muestras de Suelos. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de Los Funes, San Luis.
- Vázquez M., L. Marbán & S.E. Ratto (Ed), 2005. Controles internos y externo de calidad. En Tecnologías en análisis de Suelos "Alcances a Laboratorios Agropecuarios". AACS. Pp37 -48.
- Zuccardi, R.B. & G. Fadda. 1985. Bosquejo agroecológico de la provincia de Tucumán. Misc. 86. Facultad de Agronomía y Zootecnia. UNT. Tucumán. Argentina

C1P58. RELACIONES ENTRE VARIABLES EDÁFICAS EN SUELOS DE UN MONTE NATIVO Y AGRÍCOLAS AFECTADOS POR INCENDIOS

Rubenacker, Andrea[1]; Dionisi, Carla[1]; Vettorello, Cecilia [2] y Ceppi, Silvia[1]

[1]Laboratorio de Coloides, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba. Av. Valparaíso S/N, Ciudad Universitaria, Córdoba, Argentina.
[2]Cátedra Manejo de suelos, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba. Av. Valparaíso S/N, Ciudad Universitaria, Córdoba, Argentina.
arubenac@agro.unc.edu.ar

RESUMEN

Para promover la conservación del suelo y del agua, y así, el buen funcionamiento de los ciclos biogeoquímicos, es necesario conocer los procesos de degradación y los factores que los condicionan. El fuego puede afectar a las propiedades edáficas según distintos factores como severidad, intensidad, humedad edáfica, vegetación existente tipo de suelo, entre otros. La respuesta de la estabilidad estructural (EA) a los incendios es compleja, ya que depende de cómo el fuego ha afectado a las propiedades relacionadas como contenido y calidad de materia orgánica (MO) superficial, repelencia al agua y mineralogía del suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar las relaciones entre la EA, fracciones de carbono (carbono de ácidos fúlvicos y de sustancias húmicas), lípidos, fracción liviana e hidrofobicidad, en suelos afectados por incendios con distintos restos vegetales superficiales. Se trabajó con suelos de la provincia de Córdoba: A) monte nativo quemado (monte-Q) y su testigo sin quemar (monte-T); B) dos suelos agrícolas, b1) con barbecho de maíz quemado (Cexp-Q) y su testigo (Cexp-T) y b2) con barbecho de soja quemado (soja-Q) y su testigo (soja-T). Las variables edáficas evaluadas fueron estabilidad estructural (EA), hidrofobicidad (W), fracciones de carbono (CAF: contenido de carbono ácidos fúlvicos, CSH: contenido de carbono de sustancias húmicas), lípidos y fracción liviana (Fl).
En monte-Q se presentó una correlación positiva EA y Fl (0.98), EA– lípidos (0,98) y EA-W (0,97). Las fracciones de carbono presentaron correlación negativa (-0,98) con la estabilidad EA, lo que podría relacionarse con la temperatura alcanzada debido a la calidad y cantidad de MO (combustible) y el tiempo de residencia del evento. En Cexp-Q se observó un aumento en EA respecto a su T y una correlación de -0,97 con el contenido de lípidos; entretanto la correlación entre EA y CAF fue de 0,97, sugiriendo que los cambios térmicos produjeron modificaciones estructurales de compuestos orgánicos que favorecieron la EA. La disminución del contenido de lípidos, probablemente, colaboró en no desarrollar hidrofobicidad. En Soja-Q la EA fue similar a la de su T. En general los incendios con bajo contenido de residuos en superficie, como en este lote, no producen cambios notables en dicho parámetro, lo que puede deberse a la baja severidad del evento. De forma similar a Cexp-Q, se observó la disminución del contenido de lípidos y el no desarrollo de hidrofobicidad. En los tres casos estudiados se observó correlación negativa entre CAF y lípidos (-0,98), indicando que la calidad del carbono orgánico remanente después del evento está influenciada, entre otros factores, por la intensidad del fuego. Los incendios de alta intensidad provocan cambios importantes. La calidad y cantidad de residuos vegetales determinaron cambios edáficos producidos por los incendios en cada sitio y expuso tendencias disimiles. Cuando suceden incendios de elevada intensidad, se presentan cambios como en el caso de monte con EA-lípidos, entretanto a bajas intensidades en los suelos agrícolas los cambios son poco manifiestos o nulos.

Palabras claves: propiedades físico-químicos; fuego

C1P59. EFECTO DEL TIPO DE ESTRUCTURA EDÁFICA SOBRE LA ACTIVIDAD MICROBIANA EN UN ARGIUDOL TÍPICO

Sainz, Daiana [1,2]; Behrends Kraemer, Filipe [2,4]; Fernández, Patricia[3, 4]; Carfagno, Patricia[1]; Eiza, Maximiliano[1] y Chagas, Celio[2].

[1] Instituto de Suelos, CIRN INTA Castelar. De los Reseros y Nicolás Reppetto S/N. Hurlingham (1686). Argentina.
[2]Cátedra de Manejo y Conservación de Suelos. Facultad de Agronomía. UBA.
[3]Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes. Facultad de Agronomía. UBA.
[4]CONICET.
Sainz.daiana@inta.gob.ar

RESUMEN

En los últimos años, dada la trascendencia de los problemas relacionados con la degradación de las tierras y la contaminación por herbicidas, se han desarrollado estudios sobre la dinámica del glifosato a diferentes escalas y suelos bajo siembra directa (SD). Datos propios confirman la alta variabilidad espacial del glifosato/AMPA (ácido aminometilfosfónico) en el suelo y en el escurrimiento a escala de lote. La degradación del glifosato en el suelo depende del acceso de los microorganismos a dicha molécula como así también a diferentes sustratos orgánicos, agua, oxígeno y nutrientes. Por su parte, la aparición de estructuras laminares (EL), un rasgo común en suelos de la Pampa Ondulada bajo SD con alta participación de soja y sin rotaciones, en las cuales la preponderancia de poros horizontales dificultan la circulación vertical del agua y el aire. La frecuencia de aparición y continuidad de estas estructuras con escasos macroporos orientados verticalmente es altamente variable a escala de lote. Por lo anterior, se hipotetiza que diferentes morfologías estructurales en situaciones donde predomina el monocultivo de soja en SD, afectan la actividad microbiológica del suelo pudiendo tener incidencia en la degradación del glifosato y en su movimiento. En un Argiudol típico del norte de la provincia de Buenos Aires, se evaluó el efecto de diferentes morfologías estructurales: EL, estructuras no laminares (ENL) y estructuras laminares débiles (ELD) en la actividad microbiana. Las muestras se incubaron a 50 ºC durante 55 días. Para evaluar el efecto de la estructura independientemente de las características edáficas (carbono orgánico, pH, textura, etc.) se trabajó mediante muestras apareadas -disturbadas y no disturbadas-. Para evaluar el efecto de la humedad del suelo en cada tipo estructural, se establecieron dos condiciones hídricas (30 y 330 cca). La tasa final de respiración (TRF) presentó diferencias significativas entre los tipos de estructura, estado de agregación y contenido de humedad ($p< 0,001$). ELD presentó la mayor TRF (25,3 $mgCO_2$ mg^{-1} $día^{-1}$) respecto a EL (16,3) y ENL (16,6) ($p<0,01$). Las muestras disturbadas (25,2 mg CO_2 mg^{-1} $día^{-1}$) presentaron mayor TRF con respecto a las muestras inalteradas (13,6) mientras que las muestras con mayor contenido hídrico presentaron también los mayores valores de TRF. Las ELD presentaron un mayor contenido de agua útil respecto de las demás estructuras. Conforme a los resultados encontrados se concluyó que en las ELD la actividad microbiana era mayor y esto posiblemente haya estado favorecido por el mayor rango de agua útil que estas estructuras presentaban. El tipo de estructura y el contenido de humedad edáfica condicionaron la actividad de los microorganismos del suelo y por ende cabría esperar un efecto equivalente sobre la dinámica de la degradación de glifosato y de otras moléculas orgánicas entre los diferentes compartimentos ambientales, lo cual será tema de estudio en futuras investigaciones.

Palabras clave: estructuras laminares, glifosato, degradación.

C1P60. CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA Y CONECTIVIDAD DE POROS EN CAMPO Y EN LABORATORIO EN TRES SUELOS DE LA REGIÓN PAMPEANA

Soracco, C. Germán[1,2], Villarreal, Rafael[1,2*]; Oderiz, Agustín[3]; Lozano, Luis[1,2]; Salazar, María P.[1]; Irizar, Alicia[3] y Melani, Esteban M[3]

[1]Área de Física Aplicada. FCAyF. UNLP. 60 y 119, La Plata (1900), Buenos Aires, Argentina.
[2]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas
[3]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, INTA.
*rafaevillarreal@gmail.com

RESUMEN

La conductividad hidráulica del suelo es una propiedad que describe la facilidad con la que se mueve el agua en un sistema poroso y su determinación es crucial debido a que controla una gran cantidad de procesos hidrológicos. Los objetivos de este trabajo fueron: i- evaluar el efecto de distintas labranzas en la función de la conductividad hidráulica y en la configuración del sistema poroso en tres suelos de distinta textura; y ii- evaluar la precisión de un micro-infiltrómetro de laboratorio para obtener la conductividad hidráulica a distintas tensiones, comparando los valores obtenidos con los determinados a campo con un infiltrómetro de disco a tensión (TI). Se realizaron ensayos de infiltrometría en campo con TI y en laboratorio con el micro-infiltrómetro (MI) propuesto en muestras indisturbadas de tres sitios de distinta textura de la Región Pampeana argentina (Chascomús, franco; Pergamino, franco limoso; Dorila, franco arenoso) en ensayos de larga duración de Siembra Directa (SD) versus labranza convencional (LC). La conductividad hidráulica (K) a distintas tensiones de entrega de agua (h) (0, -3 y -6 cm) y conectividad de poros (Cw) fueron determinadas. No se encontraron diferencias significativas entre la K (h) y Cw obtenidos con el TI y el MI propuesto, con valores entre 2,36-0,47 cm h^{-1}y 1,77-0,52 cm h^{-1}, respectivamente. Los resultados mostraron que las prácticas de SD reducen la K, afectando la conectividad del sistema poroso, especialmente en suelos de textura fina. Los suelos bajo LC mostraron mayor conectividad total de poros. El MI de laboratorio propuesto permitió determinar la función de conductividad hidráulica y la conectividad de distintas familias de poros de una manera simple, rápida y precisa.

Palabras claves: infiltración, porosidad del suelo, estructura laminar.

C1P61. EFECTO DE LA APLICACIÓN DE VINAZA CRUDA EN PROPIEDADES QUÍMICAS Y FÍSICAS DEL SUELO

Sotomayor, C.; Morandini, M.; Sanzano, G.A. y Rojas Quinteros, H.
Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres (EEAOC)
csotomayor@eeaoc.org.ar

RESUMEN

La vinaza es un residuo líquido proveniente de la producción de bioetanol, a partir de melaza de caña de azúcar, de alto poder contaminante que si es volcado a los cursos de agua consume el oxigeno disuelto y provoca elevada mortandad de la flora y fauna acuática. Por cada litro de alcohol producido, a partir de melaza, se generan en promedio 13 litros de vinaza, la cual presenta pH bajo, elevada demanda biológica de oxígeno y alta concentración de sales solubles donde predominan las de potasio. En Tucumán se aplica este efluente en suelos, cañeros y no productivos, siguiendo las normas regidas por los protocolos de aplicación desarrollados por la EEAOC. Con el objetivo de evaluar el efecto de la aplicación de distintas dosis de vinaza cruda en propiedades físico químicas de un suelo cañero se llevó a cabo una experiencia en columnas de suelo. Se trabajó con columnas de suelo inalteradas, de 60 cm de longitud, provenientes del Departamento Leales, Localidad Los Zelaya, en un diseño completamente aleatorizado con cinco tratamientos y tres repeticiones de cada uno (**T**: sin vinaza, **V10**: equivalente a 10 m^3/ha de vinaza, **V50**: equivalente a 50 m^3/ha de vinaza, **V100**: equivalente a 100 m^3/ha de vinaza y **V150**: equivalente a 150 m^3/ha de vinaza). Se realizaron tres aplicaciones procurando simular el efecto de tres años de uso del efluente en el suelo. Una vez finalizada la experiencia se analizaron las siguientes propiedades cada 10 cm de profundidad: pH, salinidad, materia orgánica, potasio intercambiable, densidad aparente y conductividad hidráulica. **pH**: hubo incrementos significativos con el aumento de las dosis de vinaza, desde neutro a moderadamente alcalino en los primeros 30 cm de profundidad y de ligeramente alcalino a moderadamente alcalino en las restantes. **Salinidad**: hubo incrementos de la concentración de sales con el aumento de las dosis de vinaza aplicada, siendo significativos en los primeros 30 cm. **Materia orgánica**: parámetro analizado solo en los primeros 30 cm. No se evidenciaron incrementos significativos. **K+ intercambiable**: hubo incrementos significativos a medida que aumentó la dosis de vinaza aplicada, en todas las profundidades. **Densidad aparente y conductividad hidráulica:** no presentaron variaciones. La simulación de tres años de aplicación de vinaza cruda, no provocó variaciones en las propiedades físicas. El aumento en la concentración de sales solubles llegó a valores que puedan considerarse de riesgo si el cultivo a implantar presenta sensibilidad a las mismas, tal es el caso de la caña de azúcar. Es necesario determinar el efecto que pudiera tener la vinaza a mayor escala, a mediano y largo plazo, en las propiedades físicas, químicas y biológicas de los distintos tipos de suelo de nuestra provincia.

Palabras clave: melaza, bioetanol, potasio

C1P62. ¿INFLUYE LA SALINIDAD EN LOS PARÁMETROS FÍSICOS DEL SUELO?

Tarditti, Andrés J y Heredia, Olga S.

Universidad de Buenos Aires. Facultad de Agronomía. Departamento de Recursos Naturales y Ambiente. Cátedra de Edafología. andrestarditti@gmail.com , heredia@agro.uba.ar

RESUMEN

Se evaluó el efecto de la salinización sobre algunas propiedades físicas de Molisoles del Sudeste cordobés. El muestreo fue realizado en un establecimiento agrícola de la Localidad de Pascanas Pcia. de Córdoba. Se tomaron muestras en perfil de suelos en tres posiciones topográficas Loma (L), Media Loma (ML) y Bajo (B). Estas fueron compuestas de 3 submuestras sacadas cada 5cm hasta los 20cm y cada 20cm hasta la profundidad de la napa freática. Se les determino Conductividad Eléctrica (CE) en la pasta de saturación (relación 1:1), pH en agua (1:2,5) y en la pasta de saturación (relación 1:1), Carbono fácilmente oxidable (Cox) (Walkley & Black), densidad aparente (Dap), densidad de partícula (Dp), porcentaje de porosidad (P), arena, limo y arcilla, textura (Bouyoucous). Se realizaron análisis de correlación y regresión entre las variables analizadas con el paquete INFOSTAT. La salinidad del suelo, evaluada a través de la CE, afectó la P, aumentando ésta a medida que las sales también lo hacen, lo mismo ocurre con el Cox y el pH. A medida que aumentan las sales disminuye la Dap. La Dp en estos suelos fue menor a la que habitualmente se utiliza para los cálculos de Dap, P, etc. en la región pampeana, estando correlacionada con el contenido de arena. La salinidad si afecta significativamente algunos parámetros físicos de suelos de una transecta de L al B del sudeste cordobés.

Palabras claves: Molisoles, Perfil de Salinidad.

INTRODUCCIÓN

Por suelos halomórficos entendemos a aquellos que tienen un contenido de sales más solubles que el yeso (>2 g L^{-1}), tal que afecte sus características físico-químicas como productivas. En ocasiones en su composición domina el sodio (Na^+) por lo que este puede ser adsorbido en cantidades excesivas por el complejo de cambio produciendo la dispersión de los coloides y dando como resultado la perdida de estructura del suelo haciéndolo impermeable, proceso conocido como Sodificación. El exceso de Na^+ de cambio puede desencadenar otro proceso denominado Alcalinización. Las arcillas saturadas de Na^+ en presencia de agua de lluvia y de CO_2 disuelto, hidrolizan la arcilla liberando Na^+ y OH^- a la solución del suelo incrementado su pH a valores superiores a 8 (Taleisnik *et al*; 2007).

Los aniones predominantes son sulfatos (SO_4), cloruros (Cl^-), carbonatos (CO_3) y bicarbonatos (CO_3H). Estos provienen de la meteorización de los minerales y rocas que constituyen la corteza terrestre pero rara vez este proceso por si solo ha ocasionado que se acumulen grandes cantidades de sal en un lugar. Lo normal es que una vez formadas sean transportadas por el agua (Pizarro, 1978).

En la región pampeana el ingreso de las sales al perfil puede ser superficial, causado por desbordes de ríos, arroyos o lagunas con aguas salinas, siendo esto un fenómeno de alcance local. La elevación de las sales desde el agua subterránea a través del ascenso capilar es la principal vía de entrada de las mismas al perfil del suelo (Heredia, 2006).

El impacto sobre el suelo de las sales va a depender del anión acompañante, cuando son Cl^- o SO_4 el suelo tiende a mantenerse floculado. Aquí, el principal problema resulta en el exceso de sales que causa falta de agua y toxicidad en plantas (suelos Salinos). En cambio, cuando el acompañante es CO_3 y el CO_3H la solución posee reacción alcalina (pH elevados, superior a 7). Estas condiciones de alcalinidad y, además por las características propias del Na^+, conduce a la inestabilidad de los agregados, movilización de materia orgánica y partículas (Taleisnik & Lavado, 2017).

Como mencionamos anteriormente, el exceso de sales provoca problemas productivos, los cuales conllevan a efectos sobre los cultivos. Por un lado el exceso de sales aumenta la presión osmótica disminuyendo la disponibilidad de agua y también dificulta la germinación. También se manifiestan síntomas de toxicidad derivada de la absorción directa de ciertos iones como cloro, sodio y boro, manifestando síntomas principalmente en hojas comenzando desde el ápice (Sanchez *et al*; 2015).

En la actualidad extensas áreas de la región pampeana han sufrido el aumento de los niveles piezométricos afectando la calidad de suelos Clase I (Casas, 2017) convirtiéndose de esta manera en un problema grave de degradación de suelos altamente productivos.

Es conocido el efecto de la salinización y/o alcalinización en suelos de textura fina, no tanto en los arenosos o franco arenosos. Por lo que el objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de la salinización sobre algunas propiedades físicas de Molisoles del sureste cordobés.

MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización del sitio de estudio.

El muestreo fue realizado en un establecimiento agrícola de la Localidad de Pascanas al sudeste de la provincia de Córdoba el cual se encuentra en la región natural Pampa Loessica Plana (Figura 1). Esta constituye la parte central de la llanura cordobesa. El relieve es marcadamente plano, con pendientes regionales hacia el Este, que no superan el 0,5% de gradiente. Dentro de estas planicies se destacan los derrames del rio Suquía, Xanaes y Ctalamuchita. El clima es templado con estación seca en invierno. El periodo lluvioso se extiende de octubre a marzo (580mm) el cual representa el 80% de las precipitaciones anuales. La evapotranspiración potencial supera los 850mm, causando la existencia de periodos de deficiencia de agua edáfica, pero en general, y considerando el gradiente de precipitaciones que aumenta de Oeste a Este en la provincia, los déficits hídricos pueden ser menores.

Todos los suelos se han desarrollado a partir de sedimentos eólicos muy ricos en limos y de gran uniformidad. Los suelos predominantes son Haplustoles típicos pero hacia el Este de la región y en áreas más planas que han permitido una mayor penetración del agua, aparecen Argiustoles údicos y Haplustoles údicos. En las zonas bajas encontramos Fragiacualfes y Natracualfes, ambos evolucionados en condiciones reductoras de intenso hidromorfismo, lavado y de empobrecimiento de horizontes superiores.

Muestreo y análisis

Se tomaros muestras de perfil de suelos en tres posiciones topográficas Loma (L), Media Loma (ML) y Bajo (B). Los suelos son clasificados como Haplustoles údicos y Natracuoles. Las muestras fueron compuestas de 3 submuestras, sacadas cada 5cm hasta los 20cm y luego cada 20cm hasta la profundidad de la napa freática. La ubicación y puntos de muestreo se observan en la Figura 2.

Se les determino CE en la pasta de saturación (relación 1:1), pH en agua (1:2,5) y en la pasta de saturación (relación 1:1), Carbono fácilmente oxidable (Walkley & Black) (Spark 1996), densidad aparente (Dap) a través del método del cilindro, densidad de partícula (Dp) por el método del picnómetro, porcentaje de porosidad (cálculo), textura (Bouyoucous) (Klute, 1986). Se realizaron análisis de correlación y regresión entre las variables analizadas con el paquete INFOSTAT (2010).

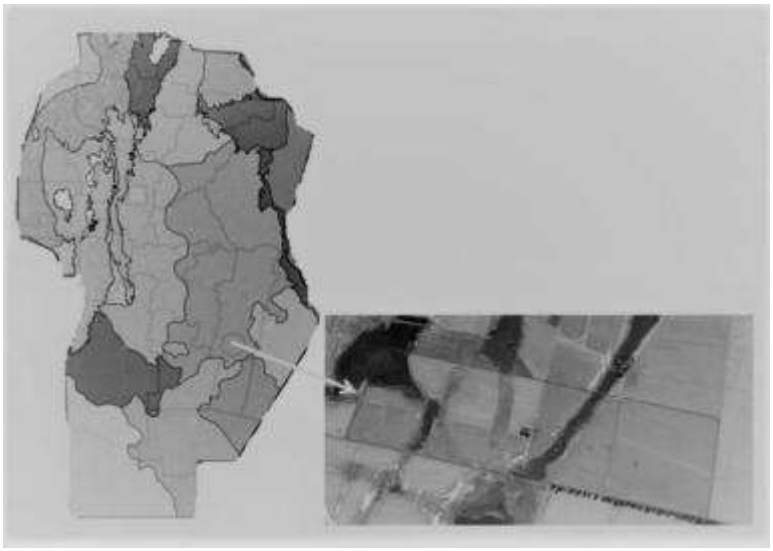


Figura 1: Regiones naturales de Córdoba y mapa del establecimiento.



Figura 2: Puntos de Muestreo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los suelos son de textura de franco arenosa a franca. En la figura 3, pueden verse la variación en profundidad del pH 1:2,5, CE (dS.m^{-1}) y Dap (g.cm^{-3}). Las muestras fueron tomadas hasta la profundidad estable de la napa freática de allí que las profundidades entre situaciones difieran. En el caso de la Dap las muestras solo se tomaron hasta el metro de profundidad.

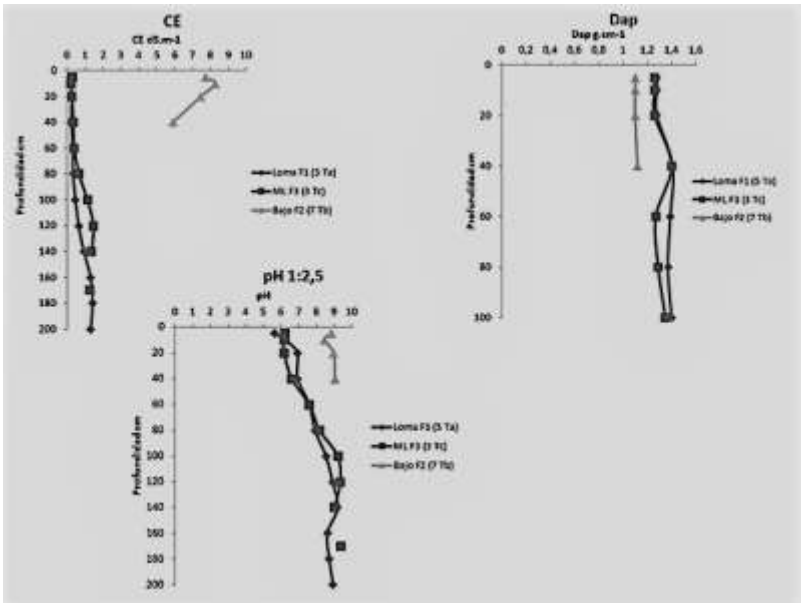


Figura 3: Variación en perfíl de CE, Dap y pH 1:2,5

Puede verse que los suelos de L y ML no son salinos y fueron ligeramente ácidos en superficie alcalinizándose en profundidad, posiblemente sódicos a partir de los 100 cm de profundidad, no afectando esto último la producción agrícola que se realiza en el lugar. Un comportamiento diametralmente opuesto se encuentra en el B con valores menores de Dap que los agrícolas, siendo salinos y fuertemente alcalinos.

En valor de Dp es en promedio menor al valor normalmente utilizado como referencia que es 2,65 g.cm^{-3}, en este caso los valores fueron menores siendo en promedio de 2,33 g.cm^{-3}, aunque el bajo presento aun valores menores cuyo promedio es de 2,21 g.com^{-3} (Tabla 1).

Esto determina valores de porosidad de estos suelos que variaron de 40 a 52%. Los valores de Porosidad (P) disminuyen con la profundidad en los suelos.

Tabla 1: Valores en perfil de Dap, Dp y Porosidad (P)

Muestra	Profundidad	Dap ($g.cm^{-2}$)	Dp ($g.cm^{-2}$)	Porosidad (%)
Loma	5	1,28	2,28	43,94
Loma	10	1,28	2,41	46,82
Loma	20	1,28	2,41	46,82
Loma	40	1,41	2,39	40,93
Loma	60	1,39	2,43	42,71
Loma	80	1,37	2,35	41,79
Loma	100	1,4	2,43	42,33
Promedio			2,38	43,62
Media Loma	5	1,26	2,32	45,64
Media Loma	10	1,26	2,37	46,95
Media Loma	20	1,26	2,31	45,34
Media Loma	40	1,4	2,34	40,08
Media Loma	60	1,27	2,27	44,06
Media Loma	80	1,29	2,39	46,06
Media Loma	100	1,35	2,46	45,16
Promedio			2,35	44,76
Bajo	5	1,1	2,24	50,9
Bajo	10	1,1	2,17	49,3
Bajo	20	1,1	2,10	47,5
Bajo	40	1,12	2,34	52,2
Promedio			2,21	50,0

Datos Estadísticos

Del análisis de correlaciones se encontró que la CE se correlaciona de manera positiva con la P, el Cox ($p<0,01$) y el pH 1:2,5 ($p< 0,05$) y negativa con la Dap ($r = -0,60$ $p<0.01$) y la arena ($r= -0,51$ $p< 0.01$) y la Dp ($r= -0,73$ $p<0.001$). Esto coincide con Chaudari *et al*. (2014) quienes encontraron una correlación inversa entre la CE y la Dap, y otras propiedades físicas del suelo.

La Dap se encuentra correlacionada de manera negativa y altamente significativa con el Cox ($r=-0.78$ $p< 0.001$) y con el limo ($r= -0,52$ $p<0,01$) y positiva con la arena (p 0,01).La porosidad está correlacionada de manera positiva y altamente significativa con la Dap ($r=0,80$ $p<0,0001$) y en el caso del pH este se correlaciona al 5% con el Cox de manera negativa, esto puede deberse a la escasa cobertura vegetal cuando aumentan el pH.

Hossain *et al.* (2015) encontraron que un simple análisis de regresión que existió un efecto significativo de la salinidad sobre el pH del suelo, temperatura, MOS, NT, Pt e intercambiable P y K en suelos de Bangladesh.

En nuestro caso el modelo que representa la relación entre Dap y CE es la siguiente (Figura 4):

Dap ($g.cm^{-3}$) = 1,36 – 0,04 CE ($dS.m^{-1}$) $R^2_{aj} = 0,69$ $p< 0.001$

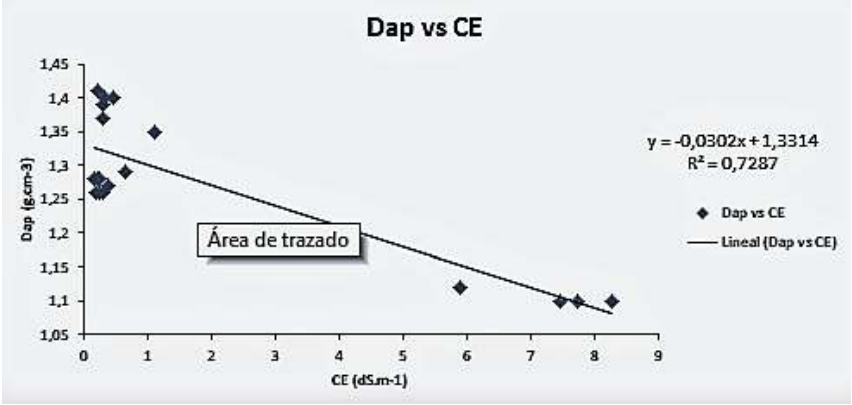


Figura 4: Representación gráfica del modelo de Dap en función de la CE.

En el caso de la relación entre la Dap y el contenido de Cox el modelo que las relaciona es:

Dap ($g.cm^{-3}$) = 1.49 – 0.13 Cox (%) R^2_{aj} =0.49 p<0.01

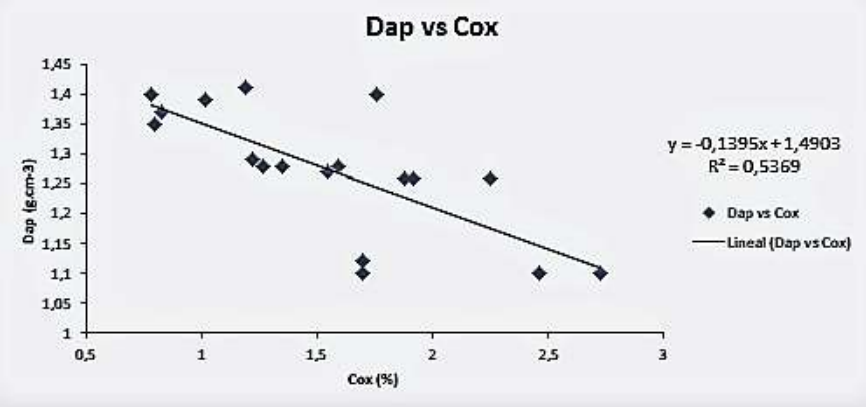


Figura 5: Representación gráfica de la relación entre Dap y Cox.

La relación entre la P y la Dap, está representada por el siguiente modelo:

P (%) = 79.74 – 26.77 Dap ($g.cm^{-3}$) R^2_{aj}: 0.80 p<0.001

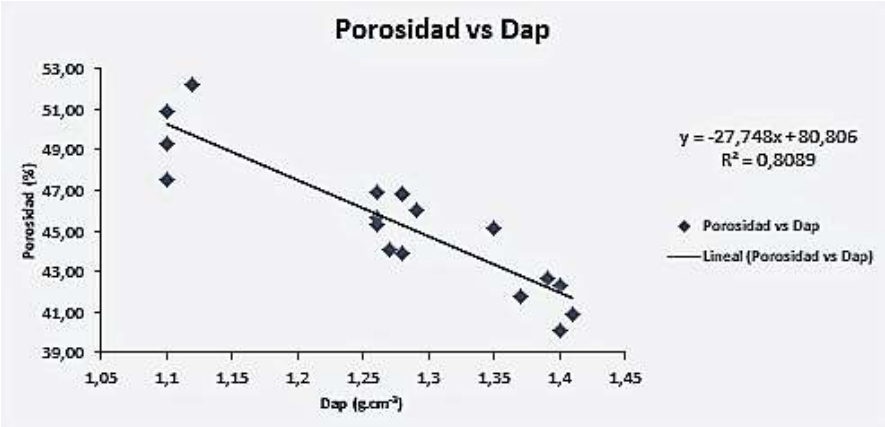


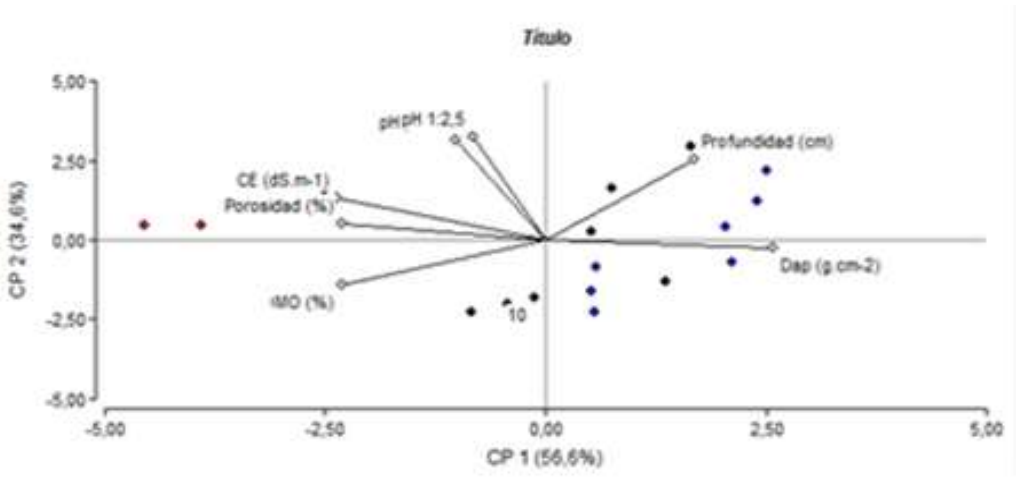
Figura 6: Representación gráfica de Porosidad en relación a la Dap

Si bien existió correlación negativa entre la Dap y el limo y la arena, no se encontró un modelo que represente esta relación.

La Dp en estos suelos fue menor a la que habitualmente se utiliza para los cálculos de Dap, porosidad, etc. en la región pampeana, estando correlacionada con el contenido de arena

Análisis Multivariado

En la figura 7, se observa el análisis multivariado. Del mismo surge por un lado que los suelos del bajo se separan de los de L y ML. La Dap está relacionada con la profundidad encontrándose en el polo opuesto (según el CP1) a la CE y la porosidad. A menor profundidad es mayor el contenido de materia orgánica (MO). Los suelos de L tienen mayor Dap, posiblemente por la actividad agrícola más intensa que la ML. Con respecto a la MO tienen mayores valores en el B y en la ML, la concentración de sales es mayor en el B que en las otras muestras, con mayor porosidad y menor Dap



Leyenda: Puntos en azul corresponden a L, negro ML y rojo al B

Figura 6: Análisis multivariado de las variables analizadas en los 3 suelos.

CONCLUSIONES

La salinidad del suelo, evaluada a través de la CE afectó la porosidad, aumentando a medida que las sales aumentan. Lo mismo sucedió con el Cox y el pH. A medida que aumentan las sales disminuye la Dap, posiblemente por una mejora en el sistema estructural del suelo, ya que las sales floculan los coloides, mejorando su estructura y porosidad. La salinidad sí afecta significativamente algunos parámetros físicos de suelos del sureste de Córdoba, en una transecta desde la loma al bajo.

AGRADECIMIENTOS

Al proyecto UBACyT 20020130100471BA

BIBLIOGRAFIA

- Casas R. 2017. "Suelos Afectados por Sales. Evaluación, Manejo y Recuperación" dictado por el Dr. I. Plá Sentis, FECIC, 6 septiembre 2017.Bs. As.
- Chaudhari R. C; V. A Dodha; C Manab & M Saroj. 2014.Electrical Conductivity as a Tool for Determining the Physical Properties of Indian Soils. IJSRP, Vol 4, No 4. 1-4
- Heredia OS, 2006. Calidad de agua para riego. En Sainato, Galindo, Heredia: Agua subterránea, EFA115pp.
- Hossain N; M Muhammad; MD Kazi; A Barkat & HM Morshed . 2015. "Relationship between Soil Salinity and Physico-chemical Properties of Paddy Field Soils of Jhilwanja Union, Cox's Bazar, Bangladesh". Journal of Agricultural Science; Vol. 7, No. 10. 166-180.
- INFOSTAT. 2010. Infostat Software estadístico. Versión 2010.
- Klute, A. (Ed.). 1986. Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods, 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA–SSA, Madison, WI, pp. 635–653.
- Sparks D.L. 1996. Methods of Soil Analysis, Part 3; Chemical Methods. No. 5. Soil Sci. Soc. Amer, Inc. Madison, Wisconsin, USA. pp. 517-550
- Taleisnik E. & R Lavado. 2017. "Ambientes Salinos y Alcalinos de la Argentina, Recursos y aprovechamientos". Orientación Gráfica Editora S.R.L. Argentina. 20-26
- Sanchez R.M.; L Dunel Guerra & M Scherger. 2015. "Evaluación de las áreas bajo riego afectadas por la salinidad y/o sodicidad en Argentina". INTA, Programa Nacional de Agua. Argentina. 8-13.
- Pizarro P. 1978. "Drenaje Agrícola y Recuperación de Suelos Salinos". Editorial Agrícola, S.A. España. 69-106.
- Taleisnik E; K Grunberg & G Santa Maria. 2007. "La Salinización de Suelos en la Argentina, su impacto en la producción agropecuaria". Editorial Universidad Católica Córdoba. Córdoba, Argentina. 17-39.

C1P63. EL USO DEL TEST DE PROCTOR PARA LA REDUCCIÓN DE LA COMPACTACIÓN DEL SUELO

Vázquez, Juan Manuel[1,2*], Reposo, Gisela[1]; Rojo, Veronica[1]; Martínez, Maximiliano[1]; Matilde Mur[2] y Guecaimburú, Juan Martín[1]

[1] Departamento de Tecnología, Universidad Nacional de Luján.
[2] Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata.
*Departamento de Tecnología, Universidad Nacional de Luján, Ruta 5 y Constitución, Luján, Buenos Aires, Argentina (CP 6700). juanmvaz@hotmail.com

RESUMEN

El test de Proctor permite determinar la máxima densidad aparente a la que se compacta un suelo y a que contenido de humedad se alcanza. Ese nivel de compactación corresponde a una energía específica aplicada mediante una serie de impactos de un pistón de 2,5 kg. La máxima densidad aparente y la humedad crítica varían si se modifica la intensidad de compactación del test de Proctor, pudiendo coincidir con la compactación producida a campo por diferentes intensidades de tráfico agrícola. El objetivo de este trabajo fue evaluar la posibilidad de predecir el nivel de compactación que producen diferentes condiciones de tráfico agrícola, variando el número de impactos del test de Proctor. Se tomaron muestras de suelo de las huellas de tres tractores de diferentes pesos a cuatro contenidos diferentes de humedad del suelo. En el mismo sitio se realizó el test de Proctor con 15, 25 y 35 golpes de pistón, con cinco contenidos de agua. Se trazaron las diferentes curvas de compactación del suelo, despejando los valores de máxima densidad aparente y contenido de humedad crítico para cada curva. Los resultados muestran que variando la energía de compactación Proctor con el número de golpes, los valores de densidad aparente máxima se encontraban muy por encima de los valores de densidad aparente medidos a campo bajo tráfico agrícola, por lo que la modificación del número de golpes del test de Proctor no permite predecir la compactación generada por el trafico agrícola. Por otra parte la humedad crítica Proctor se encontró en torno al 60% de la humedad crítica de las curvas de compactación a campo. Por tal motivo las operaciones de la maquinaria agrícola podrían realizarse con contenidos de humedad superiores a la humedad crítica Proctor.

Palabras claves: humedad crítica, máxima densidad aparente, saturación del suelo.

INTRODUCCIÓN

La compactación del suelo se produce por el incremento de la densidad aparente al aplicar una fuerza mecánica al suelo (Soil Science Society of America, 2008). Cuando se produce por el trafico agrícola, depende de una serie de factores edáficos como el contenido de humedad, la materia orgánica, la textura y también de factores relacionados al tráfico como el peso del tractor, la presión en el área de contacto rueda del suelo y el número de pasadas del tractor (Alakuku 1997). Entre los factores edáficos, el contenido de humedad del suelo es el factor más importante que influye en los procesos de compactación del suelo (Soane & Van Ouwerkerk 1994) y es el único que se puede manejar en el corto plazo para reducir la compactación del suelo. El conocimiento de la relación entre la humedad del suelo y la compactación es crucial para los agricultores porque les ayuda a programar operaciones mecanizadas de acuerdo al contenido de humedad adecuado (Ohu *et al*., 1989). Esta relación se define mediante el test Proctor que es un procedimiento ampliamente aceptado para estudiar la susceptibilidad a la compactación de los suelos, bajo una carga dinámica estandarizada en un rango de contenidos de humedad del suelo (Aragón *et al*., 2000). Esta prueba que originalmente fue desarrollada en ingeniería civil (Proctor, 1933), ha sido ampliamente adoptada en la agricultura. En el test de Proctor, se obtiene una curva de densidad aparente a la que se compacta un suelo en función del contenido de agua del suelo, de la que se despeja la máxima densidad aparente de la curva y el contenido de humedad del suelo al que se obtiene. Este último se conoce como contenido de humedad óptimo de compactación, aunque en las ciencias agrarias se lo suele denominar "contenido de humedad crítico", porque la compactación del suelo no es deseable (Etana *et al*., 1997, Mapfumo & Chanasyk, 1998).

La máxima densidad aparente de compactación es útil para caracterizar la relación entre el rendimiento de los cultivos y la compactación del suelo. En tal sentido se ha definido el parámetro “densidad aparente relativa” que expresa la densidad aparente medida a campo como un porcentaje de la máxima densidad aparente del mismo suelo (Hakansson

& Lipiec, 2000). Carter (1990) encontró que los rendimientos máximos de los cultivos se obtuvieron en un rango de 80 a 90% de densidad aparente relativa.

La humedad crítica de compactación delimita dos rangos de humedad: el primero a contenidos inferiores a esta humedad, la cohesión y fricción entre partículas limitan la compactación del suelo a valores de densidad aparente inferiores a la densidad máxima. La densidad aparente será menor cuanto más seco se encuentre el suelo. En el segundo rango cuando el contenido de humedad supera la humedad critica de compactación, la reducción de la resistencia interna del suelo (cohesión y fricción entre partículas), permite que el colapso de los poros que contienen aire, llevando el suelo casi a saturación durante el proceso de compactación (no llega al 100% de saturación porque queda aire entrampado). Cuanto mayor sea el contenido de humedad, menor será el espacio poroso con aire que colapsa y por lo tanto menor será la densidad aparente alcanzada durante la compactación (Vázquez, 2011). Si bien varios autores recomiendan evitar traficar el suelo a la humedad critica para evitar alcanzar la máxima densidad aparente (Mapfumo & Chanasyk 1998, Botta *et al*., 2004), el trafico debería limitarse a contenidos de humedad inferiores a esta última, ya que cuando el suelo se compacta con una humedad mayor a la crítica, se eliminan agregados, se eliminan grandes espacios vacíos entre estos, y se genera una reorientación preferencial de las partículas de arcilla, resultando todo esto en una reducción de la permeabilidad (Benson & Trast, 1995).

De todos modos la humedad crítica a partir de la cual se debería evitar el tráfico agrícola, debería ser determinada para cada condición de transito. Si la fuerza de compactación aplicada por el pasaje de un tractor fuera inferior a la del test de Proctor, la curva de compactación en función de la humedad se desplaza hacia abajo y hacia la derecha, con una "densidad máxima" más baja, alcanzable a valores superiores de "humedad crítica" (Hillel, 1998). Esto difiere en parte con Raghavan *et al*. (1977), que encontraron diferentes curvas de densidad aparente en función del contenido de humedad del suelo, para diferentes presiones de contacto del tractor del suelo y aunque en todas esas curvas los valores de densidad aparente aumentaban con la presión de compactación, el contenido de humedad crítico permanecía relativamente invariable.

Con el objeto de determinar la curva de compactación para cada condición de tráfico, varios autores vincularon los valores de densidad aparente medidos a campo bajo tráfico agrícola, con los hallados en laboratorio mediante el test de Proctor. Raghavan & Ohu (1985), citados por (Adekalu *et al*., 2007), realizaron el test de Proctor variando el número de golpes: 5, 15 y 25. Establecieron que la densidad lograda luego de 5 golpes corresponde a “la condición normal del suelo”, 15 golpes corresponden a la compactación generada por el paso de un tractor de “tamaño medio” y 25 golpes corresponden al paso de un tractor “pesado”. Froehlich *et al*., (1980) citados por Johnson *et al*. (2007), sostienen que el test de Proctor genera demasiada energía de compactación, en comparación con los tractores (en este caso tractores forestales), por lo que propusieron una modificación del test de Proctor (10 golpes de una masa de 0,5 kg que cae desde 30,5 cm), que genere un grado de compactación similar al que provocan los tractores mencionados. Hamza *et al* 2011, encontraron que la densidad aparente del suelo bajo la carga de un tractor, aumentó con el contenido de agua (de 2 a 22%) y con el aumento de la carga externa, pero no encontraron un contenido crítico de agua en el que la densidad comienza a disminuir con mayores contenidos de agua.

El objetivo de este estudio fue determinar la relación entre la compactación producida por el tráfico agrícola y la generada por el test de Proctor.La hipótesis de este estudio fue que la compactación del suelo producida por diferentes condiciones de tráfico agrícola podría predecirse variando la energía de compactación del test de Proctor.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio del ensayo

Las mediciones de campo y los muestreos se realizaron en el partido de San Andrés de Giles, en el norte de la Provincia de Buenos Aires, Argentina, a 34º26 'S 59º28' O; altitud 52 m sobre el nivel del mar. El suelo era un Argiudol Típico arcilloso, ilícito, térmico, fino (Servicio de Conservación de Suelos, 1994), manejado en siembra directa.

Curvas de compactación en laboratorio

Para la obtención de la curva del test de Proctor estándar (ASTM, 1992), se tomaron 45 muestras de suelo del sitio del ensayo, de aproximadamente 2,5 kg. Estás fueron secadas al aire para luego humedecerlas pulverizándolas con agua en bolsas de plástico con el fin de alcanzar cinco contenidos de agua diferentes. Las muestras permanecieron en bolsas durante 24 hs para homogeneizar el contenido de humedad. Cada muestra se compactó en tres capas superpuestas

en una cámara de compactación 0,911 x 10-3 m^3. Cada capa recibió 25 golpes de un pistón de 2,5 kg cayendo desde 0,305 m de altura. La energía de compactación fue de 593,7 kJm^{-3}. Se determinó el peso húmedo del suelo compactado en la cámara. Luego, las muestras se secaron en un horno a 105ºC hasta peso constante para estimar el contenido de humedad y la densidad aparente seca. El mismo procedimiento se repitió para 15 y 35 golpes de pistón por capa para obtener dos curvas de compactación por encima y por debajo de la del test de Proctor.

Curvas de compactación a campo

Se generaron tres intensidades de compactación con cuatro contenidos de humedad para obtener tres curvas de densidad aparente en función de la humedad del suelo a campo.

Para las intensidades de compactación se usaron tractores de diferentes pesos para compactar un suelo a cuatro diferentes contenidos de agua del suelo. El suelo se compactó con el pasaje de una rueda de cada tractor, evitando mezclar el efecto de las ruedas tractoras delanteras y traseras de diferente tamaño y diferente peso. Para las cargas más pesadas y medianas, los tractores fueron Deutz Agco Allis 6175 (171 CV) y FIAT 700 (70 CV) respectivamente y en ambos casos el tratamiento de compactación se realizó con el eje trasero. Para el Deutz Agco Allis 6175, la carga era de 3010 kg / rueda y el neumático era un 24.5-32. En el caso del FIAT 700, la carga era de 1565 kg / rueda y el neumático era de 18.4-30. Debido a la falta de un tractor más ligero, se utilizó el eje delantero de un Deutz Fahr Ax 4145 (145 CV) para aplicar el tratamiento de compactación ligera. En ese caso, la carga del eje delantero era 1210 kg / rueda y el neumático usado era 12.4-28.

Para crear los diferentes contenidos de humedad del suelo, se montaron cuatro parcelas de 3 x 2 metros con un borde alrededor que permitió llenarlos con agua hasta que la capa superior del suelo estuviera saturada. Luego, cada parcela se compactó en días diferentes a medida que disminuyó el contenido de humedad del suelo. Cada parcela recibió los tres tratamientos de compactación.

Parámetros relevados

Se recogieron 15 muestras de suelo no alteradas con cilindros 6.9 cm de diámetro por 6.0 cm de longitud. Las muestras se tomaron a una profundidad de 0-10 cm debajo del centro de las huellas de las ruedas. Se secaron en estufa a 105 ºC hasta peso constante para determinar el contenido de humedad del suelo y las masas secas con una precisión de 0,01 g. La densidad aparente seca se calculó usando masa de suelo seco muestreada en el campo y volumen de las muestras.

El área de contacto con el suelo del neumático se midió arrojando talco alrededor del neumático sobre el suelo. Después de mover el tractor, se tomó una imagen del área dentro del borde del talco con una escala y el área se calculó en una computadora (figura 1).



Figura 1: área de contacto rueda suelo marcada con talco.

Diseño experimental y análisis estadístico

El diseño experimental fue un diseño de bloques completamente aleatorizados. Con los resultados se llevó a cabo un análisis de varianza (ANOVA) y el test de comparaciones múltiples de Duncan.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El diferente número de golpes en la prueba de Proctor generó diferentes curvas de compactación que se desplazaron hacia arriba y hacia la izquierda en la medida que aumentaba la energía de compactación, alcanzando mayores valores de densidad aparente a menores contenido de humedad en coincidencia con lo planteado por Hillel (1998) y contrastando con Raghavan *et al*., (1977) que encontraron el mismo contenido de humedad crítico para diferentes energías de compactación (Tabla 1). En la figura 2 se observa que con contenidos de humedad superiores a la humedad critica de cada curva, la densidad aparente coincide con un grado de saturación en torno del 80%, sin llegar a la completa saturación durante el proceso de compactación lo que indica la permanencia de aire entrampado dentro del suelo.

Tabla 1: Parámetros del test de Proctor (*Test de Proctor estandar).

Golpes por capa	Densidad aparente máxima (gr/cm^3)	Contenido de humedad critica (%)
15	1,53	18
25*	1,57	17
35	1,64	15

La Tabla 2 muestra que cuando el suelo fue compactado por las ruedas del tractor, las cargas medias y pesadas fueron 48% y 98% más altas que la carga ligera. También hubo una gran diferencia en el área de contacto del suelo de la llanta, pero los valores de la presión en el área de contacto rueda suelo fueron valores relativamente similares (14% de variación). El hecho de que la densidad aparente obtenida bajo el tráfico agrícola casi no presentó diferencias significativas entre los tratamientos de compactación (tabla 3), refuerza el hecho de que la compactación superficial depende de la presión en el área de contacto rueda suelo. La única excepción fue para el contenido de agua del suelo más bajo, en el cual el tratamiento de compactación con la presión más baja fue diferente de los demás.

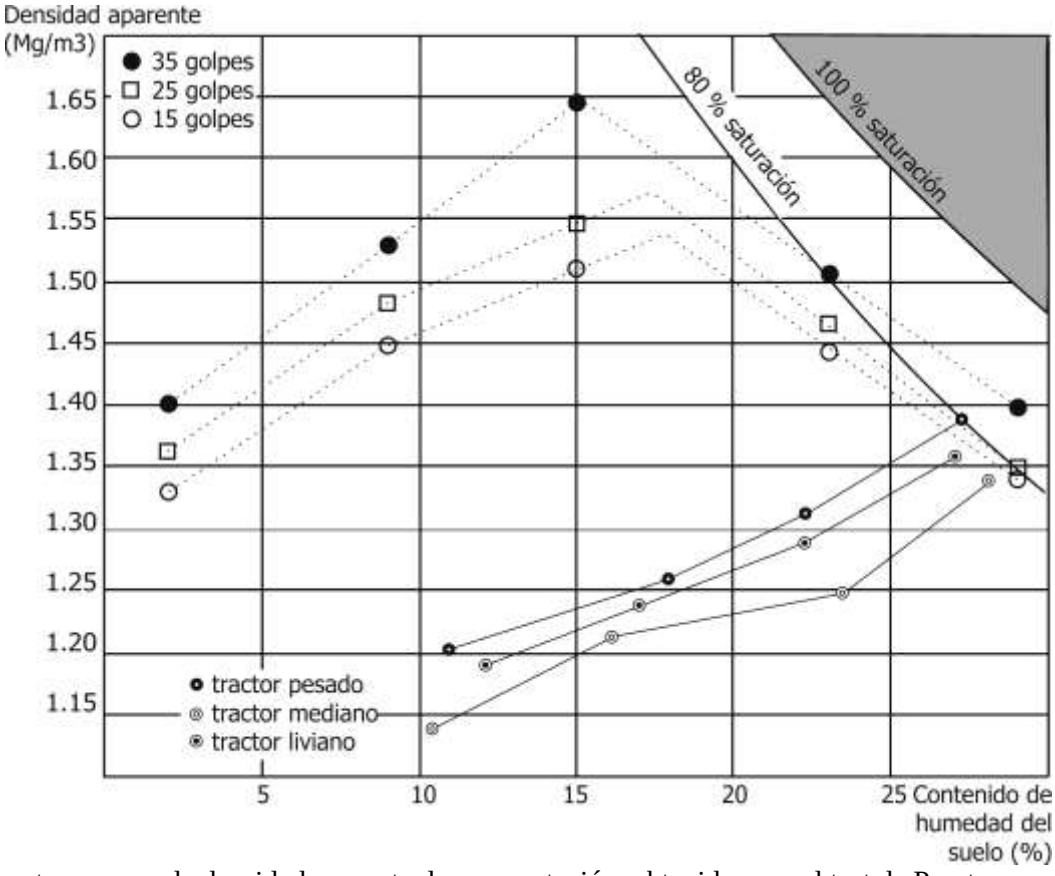


Figura 2: Diferentes curvas de densidad aparente de compactación, obtenidas con el test de Proctor y en el campo bajo trafico agrícola.

Tabla 2: Parámetros vinculados al tractor que condicionan la compactación.

Peso/rueda (Kg)	Área de contacto rueda suelo (cm^2)	Presión en el área rueda suelo (Kg/cm^2)
1210	900	1,34
1565	1300	1,20
3010	2200	1,37

Tabla 3: Valores de densidad aparente para tres tratamientos de compactación a cuatro contenidos de humedad del suelo.

	Humedad 1	Humedad 2	Humedad 3	Humedad 4
Tractor pesado	1,20 a	1,26 a	1,31 a	1,38 a
Tractor mediano	1,14 b	1,21 a	1,25 a	1,33 a
Tractor liviano	1,19 a	1,23 a	1,28 a	1,35 a

Letras diferentes en sentido vertical muestran diferencias significativas (P < 0.05 Duncan).

Mientras que para el suelo del ensayo la máxima densidad aparente Proctor fue de 1,57 g/cm3, el suelo bajo el tráfico agrícola no alcanzó al 90% de ese valor (1,33-1,38 g cm^{-3} es la máxima densidad aparente a campo, obtenida entre 27 a 28% del contenido de humedad del suelo). Si se considera que Carter (1990) encontraba los máximos rendimientos de cereales de invierno en un rango de 80-90% de compactación relativa, se puede observar en la figura 2 que ese porcentaje de compactación se sitúa entre las humedades críticas de las curvas del test de Proctor (17%) y las curvas de campo (28%). Por lo tanto no sería adecuado tomar la humedad crítica Proctor como valor de referencia de a partir de que humedad limitar el tráfico agrícola y sería recomendable para tal fin determinar la humedad crítica campo para cada situación de tráfico agrícola. Se debe descartar la posibilidad de utilizar una variante del test de Proctor que relacione la cantidad de golpes del ensayo con la presión en el área de contacto rueda suelo durante la compactación, porque la reducción del 40% de la energía de compactación de la prueba Proctor, al reducir de 25 a 15 golpes, solo permitió que el contenido de humedad crítico Proctor se acercara a la humedad critica de campo en un 10% (figura 2), contradiciendo a Adekalu *et al*, (2007) que sostiene que reduciendo a 15 golpes la energía de compactación del test de Proctor se iguala la compactación de un tractor mediano. Queda por lo tanto evaluar la modificación del test de Proctor reduciendo la masa del pistón de compactación de acuerdo a la propuesta de Froehlich *et al*., (1980).La posibilidad de determinar en laboratorio a qué humedad se comienza a saturar el suelo para cada situación de transito, permitiría gestionar el trafico agrícola por debajo de este umbral de conservando la estructura del suelo sin provocar una reducción de la permeabilidad como sostienen Benson & Trast, (1995).

CONCLUSIONES

Dentro de los límites de las condiciones del ensayo se puede concluir que los tractores de ruedas tienen presentan curvas de densidad aparente en función del contenido de humedad del suelo inferiores a las del test de Proctor, con un mayor contenido de humedad crítico. Por lo tanto los tractores agrícolas podrán transitar sobre el suelo a contenidos de humedad superiores a la humedad crítica de Proctor sin llevarlo a saturación. Para determinar hasta qué valor de humedad del suelo se extiende esta condición para cada tipo de tractor, sería necesario desarrollar una variante del test de Proctor de menor energía de compactación, ya que reduciendo la cantidad de golpes de compactación del test, el grado de compactación alcanzado continua siendo más elevado que el que genera el tráfico de los tractores a campo.

BIBLIOGRAFÍA

- Adekalu, K.O.; DA Okunade & JA Osunbitan. 2007.Estimating trafficability of three Nigerian agricultural soils from shear strength-density-moisture relations. Int. Agrophysics, 21, 1-5.
- Alakukku L.1997. Long Term soil compaction due to high axle load traffic. Ed. Agricultural Research Centre of Finland. Jokioinen, Finland, 55p.
- Aragón, A.; MG García; RR Filgueira & A Pachepsky.2000. Maximum compactibility of Argentine soils from the Proctor test. The relationship with organic carbon and water content. Soil Till. Res. 56, 197-204.
- ASTM, 1992. Annual Book of ASTM Standards. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA.
- Botta, G.F.; JM Vazquez; A Tolón Becerra; R Balbuena & S Stadler. 2012.Soil compaction distribution under land clearing in calden (Prosopis Caldenia Burkart) forest in Argentinean pampas. Soil Til. Res. 119, 70-75.

- Carter, M.R.1990. Relative measures of soil bulk density to characterize compaction in tillage studies on fine sandy loams. Can. J. Soil Sci. 70, 425±433.
- Etana, A.; RA Comia & I Hakansson. 1997. Effects of uniaxial stress on the physical properties of four Swedish soils. Soil Till. Res. 44, 13-21.
- Hakansson, I. & L Lipiec. 2000. A review of the usefulness of relative bulk density values in studies of soil structure and compaction. Soil Till. Res. 53, 71-85.
- Hamza, M.A.; SS Al Adawi & SS Al Hinai. 2011. Effect of combined soil water and external load on soil compaction. Soil Research, 2011, 49, 135-142.
- Froehlich, H.A.; J Azevedo; P Cafferata & D Lysne. 1980. Predicting soil compaction on forest land. Forest Engineering Department. Oregon State University.
- Hillel, D., 1998. Environmental soil physics. Academic Press, San Diego, CA.
- Mapfumo, E. & DS Chanasyk. 1998. Guidelines for safe trafcking and cultivation, and resistance-density-water relations of three disturbed soils from Alberta. Soil Till. Res. 46, 193-202.)
- Ohu JO; OA Folorunso; FA Aeiniji & GSV Raghavan GSV. 1989. Critical moisture content as an index of compactibility of agricultural soils in Bormo State of Nigeria. Soil Tech 2, 211–219.
- Proctor, R. R. 1933. Fundamental principles of soil compaction. *Engineering News Record, 111(9),* 245-248.
- Raghavan, GSV; E McKyes & B Beaulieu. 1977. Prediction of clay soil compaction, J. Terramechs. 4, 31-38.
- Raghavan, GSV & JO Ohu. 1985. Prediction of static equivalent pressure of Proctor compaction blows. Trans. ASAE, 28, 1398-1400.
- Soane BD & CVan Ouwerkerk (Eds) (1994) 'Soil compaction in crop production. Developments in Agricultural Engineering Series, Vol. 11.' (Elsevier Science: Amsterdam, The Netherlands)
- Soil Conservation Service, 1994. Keys to Soil Taxonomy, 6th ed. Soil Survey Staff, USDA, Washington, DC, USA.
- Vázquez, J.M. 2011. Compactación del suelo durante el desmonte de Caldén (Prosopis Caldenia L.). MSc. Tesis, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.

C1P64. DINÁMICA TEMPORAL DE GLIFOSATO EN UN SUELO BAJO SIEMBRA DIRECTA Y LABRANZA CONVENCIONAL

Villarreal, Rafael [1,2]; Soracco, C. Germán[1,2]; Lozano, Luis Alberto[1,2,*]; Vittori, Santiago[3]; Salazar, María P.[1]; Melani, Esteban M.[4] y Marino, Damián[2,3]

[1]Área de Física Aplicada. FCAyF. UNLP. 60 y 119, La Plata (1900), Buenos Aires, Argentina.
[2]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas
[3]Centro de Investigaciones del Medio Ambiente, Facultad de Ciencias Exactas, Universidad Nacional de La Plata
[4] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, AER INTA Chascomús.
*luislozanoarg@gmail.com

RESUMEN

El Glifosato (N-fosfonometilglicina, $C_3H_8NO_5P$) es el herbicida más utilizando en la actualidad. Varios estudios reportaron su presencia en horizontes subsuperficiales, implicando un importante riesgo ambiental. Los objetivos de este trabajo fueron determinar la influencia de distintas propiedades físicas en la concentración de glifosato a distintas profundidades en dos sistemas de labranza (Siembra Directa (SD) y Labranza Convencional (LC)) en distintos momentos durante un cultivo de soja. El suelo estudiado fue un Argiudol abrúptico, ubicado en la localidad de Chascomús. Se realizaron extracción de muestras y ensayos de infiltrometría a campo en 5 momentos distintos durante el ciclo de cultivo. En cada momento, se determinó la distribución de tamaño de poros (DTPo) en mesa de tensión y la conductividad hidráulica saturada (K_0). A su vez se extrajeron muestras para la determinación de materia orgánica, pH y capacidad de intercambio catiónico. En las mismas fechas de muestreo, se realizaron extracciones de muestras de suelo hasta 40 cm de profundidad a intervalos de 10 cm para determinación de glifosato y AMPA (metabolito de degradación) a través de cromatografía líquida de alta precisión. Se detectaron ambas moléculas estudiadas en todas las fechas de muestreo en ambos tratamientos (los contenidos de glifosato y AMPA detectados estuvieron entre 5,7 y 98,5 $\mu g.kg^{-1}$; y 6,6 y 1686 $\mu g.kg^{-1}$, respectivamente). El glifosato fue retenido fuertemente en los primeros centímetros del suelo (más del 80 % fue encontrado entre 0 y 20 cm). El tratamiento LC mostró mayor variación temporal en el contenido de glifosato, favorecido por mayores valores de K_0, macroporosidad total y efectiva (ε_{ma}), especialmente cuando se registraron precipitaciones fuertes cercanas al momento de la aplicación. El transporte vertical de glifosato bajo SD pareció estar limitado por valores bajos de K_0, macroporosidad, yε_{ma}. La variación temporal del transporte vertical de glifosato estuvo relacionado con la variación temporal de las distintas propiedades físicas e hidráulicas estudiadas. Se observó una acumulación del glifosato extractable total, con un incremento entre la última y primera fecha de muestreo del 54 % y del 82 % para SD y LC, respectivamente.

Palabras claves: Conductividad hidráulica, transporte de pesticidas, porosidad del suelo

C1P65. FRACCIONES GRANULOMÉTRICAS EDÁFICAS Y SU RELACIÓN CON LAS FORMAS DE FÓSFORO BAJO DIFERENTES ROTACIONES DE CULTIVOS

Vilmar García, A.[1]; Suñer, L.[2]; Galantini, J.[2] y Forján, H.[3]

[1] Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Brasil
[2] Comisión Investigaciones Científicas (CIC); 2CERZOS (CONICET) - Dpto. Agronomía, UNS. San Andrés 800, Bahía Blanca / 8000), Buenos Aires, Argentina
[3] Chacra Experimental Integrada Barrow. MAA- INTA. Tres Arroyos (7500), Buenos Aires. Argentina
jgalanti@criba.edu.ar.

RESUMEN

La agricultura produce un impacto significativo en la disponibilidad de P, modificando el equilibrio entre sus diferentes formas. El objetivo de este trabajo fue evaluar la relación entre las fracciones s y las formas de P en suelos bajo siembra directa y uso agrícola variable. Las muestras de suelo (Paleudol petrocálcico) se tomaron en un ensayo iniciado en 1998, ubicado en Tres Arroyos (BA, Ar, Argentina). Las secuencias de cultivo fueron tres exclusivamente agrícolas y dos mixtas. El diseño fue de bloques aleatorizados. Se consideró un control sin cultivo. En cada parcela, se tomaron tres muestras de suelo, todas a cuatro profundidades. Se realizó un fraccionamiento físico por tamaño de partícula (Andriulo *et al*., 1990) y por otro lado, un fraccionamiento secuencial de P de acuerdo con Hedley *et al.* (1982). Se determinó el disponible (P Bray-Kurtz, 1945) y el pH. En todas las profundidades, todos los tratamientos produjeron una disminución del pH, en relación con el suelo de referencia, principalmente la secuencia agrícola intensa. En general, todas las formas de P tienen una disminución dependiendo de la profundidad de muestreo. La secuencia con pasturas produjo una disminución en las formas de P disponible (27,2 mg kg^{-1}) y formas lábiles orgánicas e inorgánicas (14,1 mg kg^{-1}). La fracción de P orgánico moderadamente lábil (extraíble con NaOH) fue la fracción predominante en todos los tratamientos y profundidades. Sin embargo, la secuencia con pasturas produjo el mayor aumento significativo de esta forma de P (650 mg kg^{-1}), posiblemente favorecida por la mayor actividad biológica en el pasto cultivado. Coincidentemente, esta secuencia presentó una mayor correlación entre este Po y la fracción gruesa del suelo (R^2 = 0.78). Se observó que durante el período de pastoreo el P disponible disminuyó a favor de la acumulación de formas orgánicas de la fracción gruesa. Esto posiblemente esté asociado con el aumento de materia orgánica durante el período de ganado. En conclusión, las diferentes formas P tienen un papel diferencial en la disponibilidad de P para cultivos que está directamente relacionado entre la forma P y la fracción de tamaño de partícula en la que está contenida. La inclusión de pastos en una rotación mantiene bajos los niveles de fósforo extraíble o disponible para las plantas. Sin embargo, esta es la secuencia que mantiene los niveles más altos de P moderadamente lábiles, lo que sería posible estar disponible durante el ciclo del cultivo. En coincidencia, este P está relacionado positivamente con el P de la fracción gruesa del suelo.

Palabras clave: fósforo orgánico, fertilidad, siembra directa

C1P66. PÉRDIDA DE SUELOS EN SISTEMAS INTENSIVOS CON RIEGO DE LOS VALLES TEMPLADOS DE JUJUY

Vilte,Cesar E.; Diez Yarade, Laura y Torres, Carlos

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Jujuy. Juan Bautista Alberdi 47. San Salvador de Jujuy. Argentina. cesaar_v@hotmail.com

RESUMEN

En los sistemas intensivos de los Valles Templados de Jujuy, se realiza riego por gravedad con caudales erosivos. Esto provocó un efecto directo en las propiedades físicas y químicas de los suelos. Al efecto erosivo del riego inadecuado, se le suma el producido por las precipitaciones intensas. El objetivo de este trabajo fue analizar las características de los sedimentos en distintos sectores de surcos regados y establecer relaciones entre caudales y erosión. La granulometría es una de las características fundamentales del suelo, su variación en los primeros centímetros es muy importante en aquellos suelos que están sometidos a riegos con pendientes. Los cambios en los porcentajes de partículas primarias, brindan información relevante en la determinación de la dinámica textural y como se pueden modificar las propiedades físicas de infiltración y porosidad. En la presente investigación, se evaluó la variación porcentual del material fino en los tres puntos de observación establecidos en los surcos: cabecera, medio y pie. Los tratamientos consistieron en caudales de aplicación de 0,5 y 1 litros por segundo, se realizaron cuatro riegos. Del análisis estadístico de la interacción riego-caudal-concentración de sedimentos, se pude afirmar que existe pérdida y deposición de arcilla y limo a lo largo del surco y, que al ser este tipo de riego el más usado en la zona, el proceso erosivo es generalizado en los sistemas productivos. De acuerdo con los resultados obtenidos, se concluye que es imperativo realizar prácticas para mantener/recuperar la capacidad de infiltración natural de dichos suelos, e implementar prácticas de riego adecuadas con control de los escurrimientos erosivos.

Palabras clave: Caudal, granulometría, dinámica.

INTRODUCCIÓN

La Provincia de Jujuy tiene una superficie total de 52400 km^2, de los cuales más del 60 % está ocupado por montañas, zonas áridas y semiáridas. La actividad agrícola con riego es de aproximadamente 120712 ha (en base a datos del INDEC periodo 2012), de estas, casi el 90 % se riega por gravedad. Se distribuyen: Puna 400 ha, Quebrada 3000 ha, Valles Templados 35000 ha y unas 80000 ha en Ledesma, San Pedro, Palma Sola, Santa Clara y Yuto.

En los Valles Templados y Ramal, se hace relevante la erosión hídrica asociada directamente al riego por gravedad que se utiliza en los cultivos de caña de azúcar (80000 ha), tabaco (22000 ha), producciones hortícolas (2000 ha) y citricultura.

Esta adquiere más relevancia a mayor pendiente del terreno, con suelos sueltos y laboreados y altos caudales de riego, esto coincide con los resultados obtenidos por Maass*et al.* (1988), quienes determinaron que las mayores pérdidas de suelo, ocurren al iniciarse los ciclos de los cultivos (con suelos trabajados) y disminuyen hacia el final, y que la cantidad de nutrientes que se pierden, guardan relación con la concentración de estos en el suelo y la cantidad de suelo erosionado. En este sentido, Carter *et al.* (1985), cuantificaron la pérdida de suelos por escurrimiento del agua de riego y establecieron que los rendimientos disminuían considerablemente en las partes altas de los campos donde el suelo se erosionaba e incrementaban en las partes bajas, donde aumentaba el espesor de la capa superficial por la deposición de los sedimentos. La erosión es un proceso que actúa de manera selectiva, arrastrando las partículas más finas y reactivas del suelo (arcilla y materia orgánica), dejando las más gruesas, pesadas y menos reactivas (arena y limo). La erosión por riego es un proceso complejo y debido a que la mayoría de los surcos son lo suficientemente largos para crear las tres fases de erosión (desprendimiento, transporte y deposición). Es así que los efectos de la erosión no son uniformes a lo largo delos surcos, ya que el material que se irá depositando a lo largo de estos, dependerá del tamaño del material y de la capacidad de transporte de la corriente, es decir de su caudal.De esta manera los suelos se deterioran progresivamente alterando sus propiedades físicas, químicas y biológicas, Braun Wilkeet al.(2001) afectando así el potencial la productividad y sostenibilidad agrícola a lo largo del tiempo. El impacto del inadecuado manejo del riego, no es tan solo productivo fundamentado en la disminución de los rendimientos, sino que también se tiene como consecuencia una merma de los ingresos generados en los sistemas productivos Fernández et al (2012).

Objetivo General

Cuantificar el cambio granulométrico de las partículas primarias del suelo (arena, limo y arcilla) de manera porcentual, interrelacionando factores y deposición de partículas durante el ensayo de investigación.

Objetivos Particulares

- Determinar la distribución del material fino a lo largo del surco a través de los puntos de muestreo.
- Determinar a lo largo del ensayo, que riego causo más traslado y deposición de partículas de suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio se ubica en el Campo Experimental "Navea" de la Facultad de Ciencias Agrarias de la UNJu, en Severino, El Carmen, Jujuy. El suelo del estudio corresponde a la Serie Loma Atravesada (CFI, 1980 vol.III), presenta un relieve predominante suavemente ondulado y con pendientes entre 1% y 3%, drenaje Moderado. La característica principal de esta serie es la presencia de horizonte Argilico B fuertemente estructurado, promediando un espesor entre 35 y 50cm, con textura arcillosa a arcillo limosa lo que continua así en profundidad. El contenido de arcilla en el horizonte B_t oscila entre 50 y 60% y aún más. Puede presentar concreciones ferromanganesicas y calcáreas, en el subsuelo, así como grietas de ancho y profundidad variable cuando los suelos dejan de estar húmedos. En general estos suelos son destinados a la agricultura bajo riego y secano, empleando secuencias de cultivos que incluyen tabaco, caña, etc.

Diseño experimental

En el lote de estudio se delimitaron dos parcelas de riego con un total de superficie de 1.250 m^2 (12,5 m x 100 m). Por medio de nivel, a lo largo de los surcos se midieron las pendientes, las cuales fueron1, 2% N-S y1, 57%O-E. De esa manera se obtuvo el perfil longitudinal y altimétrico de los surcos de riego.

La técnica que se aplicó al diseño del ensayo, es una técnica experimental (multifactorial) teniendo $2^1x3^1x3^1x4^1$ = 72 tratamiento con combinaciones posibles, multiplicado x 5réplicas,que hacen un total de 360 observaciones experimentales, el arreglo consiste en realizar todas las combinaciones, se tiene el factor caudal con dos niveles (Q1 y Q2), combinado con el factor textura(arcilla, limo y arena)con tres niveles x punto de observación (Cabecera, Medio y Pie) con tres niveles y el factor riego(1,2,3,4)con cuatro niveles. En los sectores definidos se tomaron muestras de suelo, para determinar la granulometría, mediante la técnica de (Bouyoucos).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Evaluación significativa para los factores tratamientos

Para encontrar las diferencias se realizaron estadísticamente todas las combinaciones posibles mediante un análisis de varianza y test de Tukey para aquellas combinaciones que mostraron un (p-0,05) mediante el programa Infostat.

Tabla1: Tabla de ANOVA (4- Factorial 2x3x3x4)

Análisis de la varianza

Variable	N	R^2	R^2 Aj	CV
% Textural	360	0,95	0,94	6,37

Cuadro de Análisis de la Varianza (SC tipo III)

F.V.	SC	gl	CM	F	p-valor
Modelo.	23878,89	71	336,32	74,49	<0,0001
Textura	22269,96	2	11134,98	2466,07	<0,0001
Loc	0,01	2	2,8E-03	6,2E-04	0,9994
caudal	0,04	1	0,04	0,01	0,9210
riego	0,44	3	0,15	0,03	0,9920
Textura*Loc	640,18	4	160,04	35,45	<0,0001
Textura*caudal	54,29	2	27,14	6,01	0,0028
Textura*riego	658,36	6	109,73	24,30	<0,0001
Loc*caudal	0,01	2	2,8E-03	6,2E-04	0,9994
Loc*riego	0,57	6	0,10	0,02	>0,9999
caudal*riego	0,09	3	0,03	0,01	0,9993
Textura*Loc*caudal	18,71	4	4,68	1,04	0,3889
Textura*Loc*riego	90,98	12	7,58	1,68	0,0708
Textura*caudal*riego	13,84	6	2,31	0,51	0,7999
Loc*caudal*riego	1,46	6	0,24	0,05	0,9994
Textura*Loc*caudal*riego	129,96	12	10,83	2,40	0,0057
Error	1300,40	288	4,52		
Total	25179,29	359			

En el cuadro de análisis (TablaN°1) aparecen causas de variaciones correspondientes a: Efecto principal que es el efecto de un solo factor: la Textura <0,0001, Se encontraron diferencias significativas debido a que la media porcentual tanto de arcilla, limo y arena difieren una contra otra, esta diferencia forma la clase textural del suelo de ensayo Fa, FaL. En las combinaciones entre factores (dobles) se encontraron diferencias para Textura*Loc(<0,0001) la distribución de las partículas ,tiene que ver con las características de su peso y relacionada con la capacidad de trasporte del agua .La arcilla se distribuye de manera creciente desde cabecera a pie de surco, el limo presenta una proporción parecida en cabecera y en el medio, mientras en el pie hay un aumento, con respecto a la arena se distribuye de manera decreciente desde cabecera a pie de surco; para la combinación Textura*caudal(0,0028) la diferencia significativa está en la arcilla y Textura*riego(<0,0001) la diferencia se debe a los diferentes riegos para arcilla y arena, en tanto que limo no presenta diferenciación y por ultimo para combinación de todos los factores Textura*Loc*caudal*riego (0,0057) hay diferencias significativa a continuación se estudia e interpreta cada uno de las diferencias encontradas para esta combinación (cuádruple) .

Tabla 2: Prueba de diferencias significativas test de Tukey entre los factores tratamientos para las combinación Textura*Loc*caudal*riego. Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p>0,05).

Combinaciones	Textura	Riego	Posición	Repeticiones	Q1(1L/seg)	Q2(0,5L/seg)
1	a	1	C	5	33,00 A	34,40 A
2	a	1	M	5	34,40 A	34,80 A
3	a	1	p	5	37,40 A	37,60 A
4	a	2	C	5	33,20 A	34,40 A
5	a	2	M	5	34,20 A	36,40 B
6	a	2	P	5	37,80 A	37,80 A
7	a	3	C	5	29,00 A	30,80 A
8	a	3	M	5	32,20 A	33,20 A
9	a	3	P	5	36,00 B	33,60 A
10	a	4	C	5	35,00 A	35,00 A
11	a	4	M	5	35,00 A	37,20 A
12	a	4	p	5	38,20 A	41,00 A
13	L	1	C	5	44,40 A	43,80 A
14	L	1	M	5	42,60 A	43,60 A
15	L	1	P	5	40,60 A	40,60 A
16	L	2	C	5	41,40 A	41,80 A
17	L	2	M	5	43,40 A	40,60 A
18	L	2	P	5	39,4 A	41,00 A
19	L	3	C	5	43,40 A	42,00 A
20	L	3	M	5	42,00 A	44,00 A
21	L	3	P	5	40,60 A	41,00 A
22	L	4	C	5	41,60 A	41,60 A
23	L	4	M	5	44,20 A	42,60 A
24	L	4	P	5	40,20 A	41,40 A
25	are	1	C	5	22,40 A	21,80 A
26	are	1	M	5	23,00 A	21,80 A
27	are	1	P	5	22,20 A	21,40 A
28	are	2	C	5	25,80 A	23,80 A
29	are	2	M	5	22,40 A	23,00 A
30	are	2	P	5	23,00 A	21,,60 A
31	are	3	C	5	27,80 A	27,60 A
32	are	3	M	5	26,00 B	22,60 A
33	are	3	P	5	23,60 A	25,00 A
34	are	4	C	5	23,40 A	23,00 A
35	are	4	M	5	20,80 A	20,00 A
36	are	4	P	5	21,20 A	18,00 A

En un análisis estadístico posterior para encontrar que combinaciones de factores Textura*Loc*caudal*riego (0,0057) causa esa diferencia significativa hallada en el análisis de varianza (Tabla1) se realizó un enfrentamiento entre el Q1 y Q2 analizados través del programa Infostat/L en él se compararon las diferencias de % textural para las 36 combinaciones posibles, con 5 repeticiones cada una (Tabla2). Los caudales que generaron diferencias estadísticamente significativas son, primero para la combinación arcilla x Posición Media x2Riego se encontró diferencias significativas en favor del tratamiento Q2 de (2,2%). Esto podría explicarse que las partículas más finas, al tener un caudal menor 0,5 L/seg, el materia fino se fue depositando en mayor medida en la parte media de los surcos, el movimiento de estar partículas son a través de suspensión, su cantidad y distancia está en función directa con el caudal en un riego por pendiente. En la segunda relación arcilla x 3Riegox pie de surco hay diferencias significativas estadística, pero son a favor del caudal Q1 de (2,4%) esto demuestra que, el material fino es trasportado progresivamente al final de los surcos y que estos son proporcionales al caudal utilizado y los riegos realizados. En tanto que para la combinación arena x3Riego x parte Media del surcose encontró diferencias significativas en favor del tratamiento Q1de (3,4%) a favor del mismo. Esto podría explicarse ya las partículas más gruesas, van quedando en la parte superior y van aumentando su proporción relativa, con un caudal mayor de un 1L/seg, se irá perdiendo mayor proporción arcilla y limo quedando depositado en mayor medida en la parte alta y medias las partículas de mayor peso específico como es la arena.Como lo que afirma Conti (2005) cuando asevera que en el caso de presentarse erosión hídrica, las primeras partículas en ser transportadas son las de arcilla, lo que ocasiona una disminución relativa de la arcilla en el suelo, con el consecuente aumento de las fracciones arena y limo (esta partícula es la segunda en ser transportada).

De esta manera aunque no se encontró más diferencias estadísticas, en las demás combinaciones que demuestren la relación directa que existe entre los caudales de los tratamientos utilizados (Q1 Y Q2) y la pérdida de material, si se puede relacionar, a través de los resultados su movimiento progresivo, con su capacidad de trasporte tanto por suspensión de mayor distancia como ocurre en arcilla y de arrastre o acumulación relativa de la arena en menor medida. Tanto la cantidad y distancia de los mismos guardan una relación directa con los caudales manteniendo constante los demás factores como tiempo de riego, pendiente, tipo y forma de surco.

Tabla 3 Y 4: Valores promedio de % de textural para arcilla, limo y arena para los cuatros riego, para diferentes sectores de muestreo (C: cabecera, parte alta; M: parte media, surco corto y P: Pie, parte baja) en los surcos de ensayo. Letras mayúsculas diferentes indican diferencias significativas para la combinaciones de los factores y sus niveles (p<0,05).

Tratamiento **Q1**	Puntos de Observación	1Riego (1L/seg)	2 Riego (1L/seg)	3 Riego (1L/seg)	4 Riego (1L/seg)
Arcilla	Cabecera	33,00 A	33,20 A	29,00 A	35,00 A
	Medio	34,40 A	34,20 A	32,20 B	35,00 A
	Pie	37,40 B	37,80 B	36,00 C	38,20 B
Limo	Cabecera	44,4 B	41,40 A	43,40 A	41,60 A
	Medio	42,60 AB	43,40 A	42,00 A	44,20 A
	pie	40,60 A	39,40 A	40,60 A	40,20 A
	Cabecera	22,40 A	25,80 A	27,80 A	23,40 A
Tratamiento **Q2**	Puntos de Observación	1Riego (0,5L/seg)	2 Riego (0,5L/seg)	3 Riego (0,5L/seg)	4 Riego (0,5L/seg)
Arcilla	C	34,40 A	34,40A	30,80 A	35,00 A
	M	34,80 AB	36,40B	33,20 AB	37,20 AB
	P	37,60 B	37,80B	33,60 B	41,00 B
Limo	C	43,80 B	41,80A	42,00 AB	41,60 A
	M	43,60 B	40,60A	44,20 B	42,60 A
	P	40,60 A	41,00A	41,00 A	41,40 A
Arena	C	21,80 A	23,80A	27,60 B	23,00 B
	M	21,80 A	23,00A	22,60 A	20,00 AB
	P	21,40 A	21,60A	25,00 AB	18,00 A

Fuente: Elaboración propia en base a resultados obtenidos atreves de Infostat[Versión: 02/03/2018

Evaluación de la dinámica de las partículas dentro de cada parcela

Para Evaluar la dinámica del movimiento de partículas dentro de cada parcela se construyeron dos tablas donde se comparan por separado el factor caudal Q1(1 L/seg) y Q2(0,5 L/seg) con la interacción de los factores tipo de textura x N° de riego a lo largo del surco,en base a datos obtenidos por el programa infostat /L (Tabla 3 y 4).En primer lugar se pudo determinar una sectorización en el terreno, en cabecera hay una pérdida progresiva de arcilla y una acumulación de materiales más gruesos como es la arena, el limo también acompaña a la arcilla en la perdida pero su movimiento a lo largo del surco se resume en una perdida en cabezal y una acumulación en mayor medida en la parte media y baja sus diferencias significativas se muestran en la (Tabla 3 y 4). En los tres puntos de observación después de cada riego, sí hubo una diferencia significativa para la arcilla ($p<0,05$) % demostrando su mayor dinámica (producto del transporte y deposición), y al contrario la arena presenta una distribución homogénea sin diferencias significativas ($p<0,05$), mientras que el limo solo presenta diferencias significativas a lo largo del surco en los primeros riegos.

En resumen los puntos a lo largo del surco se observó que existen variaciones bien marcadas y cuantificadas, encontrándose 3 ramas principales, la cabecera de surco de arrastre mayoritariamente de arcilla y limo, la parte media de surco de deposición y perdida de material y la tercera de deposición mostrando una relación directa entre la velocidad de flujo que ocasiona el uso de caudales erosivos acompañado con la pendiente del terreno. Esto responde a que las descargas de partículas a los largo del surco durante el riego se van incrementando tanto en cantidad y distancia, a mayor tiempo de riego, contrario a lo dinámica de erosión producida por lluvia que mientras más trascurre el tiempo, menor es su impacto. Se debe destacar que la única variable diferente es el caudal, mientras que tanto el largo, profundidad y el ancho del surco son las mismas durante todo el ensayo, además de una pendiente constante que no superar el 2% en todo el trazado del mismo (Figura 1). Esto es coincidente con diversos autores que relacionan la perdida de material fino en las partes altas de riego y deposición en las partes bajas Trout (1996), quien dice que las mayores tasas de erosión se producen en las cabeceras de los surcos y que parte de los sedimentos transportados se depositan en sectores cercanos al final de estos, en este caso es evidente el arrastre de partículas finas de suelo.

CONCLUSIONES

- El objetivo primario de este trabajo es tener o generar mediante el ensayo de riego por gravedad, un indicador clave en la distinción potencial erosivo en base a los caudales utilizados. Los caudales utilizados Q1 Y Q2, mostraron capacidad erosiva, diferente la cual se expresa através de la diferencia significativa para el material más lábil que es arcilla para el porcentaje textural (%), pudo discriminarse que combinación de los diferentes factores estuvieron presentes. Estos caudales 1 L/seg y 0,5 L/seg utilizados durante el ensayo, pueden corresponderse a los utilizados en riegos que se practican en la zona de los valles, donde el terreno, la pendiente y el tiempo de riego no difieren significativamente.
- El objetivo secundario fue conocer la dinámica textural tanto cualitativa y cuantitativa en la capa más superficial expuesta al riego y generada por estos caudales, lo que se expresó de manera significativa através de una sectorización lo que respecta al material trasportado por suspensión los sectores a pie de surcos recibieron más arcilla,mientras que el material más pesado limo y arena se encontraran en la parte alta de los mismo, su concentración dependió mayoritariamente al movimiento de arrastre y su concentración relativa.Producto de este movimiento y deposición de material, la clase textural en los 5 cm de profundidad en el terreno se divide en dos partes franco arcillosa en la parte alta y media y franco arcillo-limosa a arcillo-limosa en la parte baja, mostrando una relación directa entre el caudal y su capacidad de trasportar el materia fino y como su dinámica puede cambiar en poco tiempo propiedades físicas importantes con el cambio en el porcentaje relativo de arcilla, limo y arena.
- Podremos entoncespuntualizar que la dinámica del horizonte más superficial esta sectorizado en un sistema de producción en el cual se realiza riego por gravedad. El arrastre del material es selectivo, y en cantidades, tales que podría expresarse en base a su caudal como factor principal. La capa superior que se lleva el agua, no tan solo contamina, y modifica las propiedades directamente relacionados con la infiltración, absorción y retención, además no debemos olvidar que en la misma está incluida en la perdida de Mo, la cual está unida al material más fino y reactivo que es la arcilla, es decir no solo estamos perdiendo su capacidad o modificándola, si no estamos perdiendo la mo, principal segmentante de la estabilidad estructural del suelo y fuente de nutrientes.
- En la actualidad la importancia de la erosión hídrica en la zona de los valles templados según estudios realizados en la provincia, es de clasificación (leve), pero su extensión sumada, a un intenso laboreo y riego por gravedad, en los cultivos de tabaco, hortalizas, seguido por la caña de azúcar es la que más capa superficial del suelo moviliza y se pierde al año, degradando progresivamente su fertilidad y estructura producto de este cambio.

BIBLIOGRAFÍA

- Arzeno, J.L. 2008. Ecorregión Norandina: Descripción, subregiones, agroecosistemas, sistemas productivos y cartografía regional. Editores: Bianchi, Alberto y Gonzalo Bravo. Ed. INTA. Salta.
- Braun Wilke, R. H., Santos, E. E., Picchetti, L. P. E., Larrán M. T., Guzmán, G. F. Colarich C. R. & C. A. Casoli. 2001. Carta de AptitudAmbiental de la Provincia de Jujuy. Escala 1:250.000. Departamento de Suelos y Ecología. Facultad de Ciencias Agrarias. UNJu. Jujuy.
- Braun Wilke, R.H.2000. Carta de Amplitud ambiental de la provincia de Jujuy. Colección: Arte y Ciencia. Red de Editoriales Universitarias Nacionales. Jujuy Argentina 120p
- Buitrago, G.L.2002. El clima de la provincia de Jujuy. Ed. Unju. Jujuy. Argentina 87p.
- Carter, D.L.; Berg, R.D. & D.J. Sanders. 1985. The effect of furrow irrigation erosion on crop productivity. Soil Science Society of America Journal. Volume 49, Págs: 207-211. EstadosUnidos.
- Consejo Federal de Inversiones-Provincia de Jujuy 1980.Relevamiento semidetallado, de suelos con fines de riego, área de influencia del dique Las Maderas y el Rio Grande Vol.III
- Conti, M. 2005. Principios de Edafología con énfasis en suelos argentinos. Editorial Facultad de Agronomía. Buenos Aires.
- Fernández, G., Diez Yarade L., Torres, C. & Graciela Zankar. 2012. Eficiencia de riego por surco en sistemas florihortícolas de los Valles Templados de Jujuy. XXIII Congreso Argentino y XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Organizado por la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo, del 16 al 20 de abril de 2012, en Mar del Plata – Buenos Aires.
- Maass, J. M., Jordan, C. F. & J. Sarukan. 1988. Soil erosion and nutrient losses in seasonal tropical agroecosystems under various management techniques. Journal of Applied Ecology, Volumen 25, Nº 2, págs 595-607.
- Nadir A. - Chafatinos T., 1990" Los Suelos del NOA (Salta y Jujuy)
- Panigatti, JL. 2016. Aspectos de la erosión de los suelos en Argentina II. Ed. AACS. Buenos Aires. 108 pp
- Quinteros, Hugo Osvaldo 1997 Diseño Experimental 1Edicion
- http://www.fao.org/
- http://www.suelos.org.ar/sitio/
- http://www.iuss.org/
- http://slcs.org.mx/index.php/es/

http://www.dipec.jujuy.gov.ar/

C2P1. TASA DE RESPIRACION EN INCEPTISOLES DE LA PROVINCIA DE CORRIENTES BAJO USO FORESTAL

Acosta, María G.L.; Gómez, Ramiro J.; Contreras Leiva, Stella M. y Toledo, Diana M.

Cátedra de Edafología. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Nordeste. Sargento Cabral 2131. CP: 3400. Corrientes.
luji_24@hotmail.com

RESUMEN

La respiración de suelo es un indicador sensible para evaluar la respuesta al abonado, cultivo, prácticas agronómicas, al manejo, y resulta un indicador potencial para evaluar la actividad biológica. El objetivo fue evaluar el impacto del cambio en el uso de las tierras sobre la tasa de respiración del suelo y algunos atributos físicos, y químicos. Se efectuó un estudio en Inceptisoles del Noreste de Corrientes, donde pastizales naturales fueron reemplazados por forestaciones. Se estableció un diseño de muestreo completamente al azar con dos tratamientos: pastizal natural (Mz) y plantación de *Pinus sp*. de 20 años. (Pi). Se seleccionaron 3 lotes por tratamiento, donde se tomaron 5 sitios de muestreo. En cada sitio, se efectuó un muestreo compuesto de 0 a 0,10 m. Se determinó: densidad aparente (Da); pH; textura; respiración de suelo (RES) y materia orgánica (MO). Los resultados se analizaron mediante ANOVA y prueba LSD. El pH fue menor en suelo forestal, con diferencias significativas (P<0,002), atribuido a la composición de la hojarasca del pino, caracterizada por altos contenidos de ligninas y resinas. La eliminación del pastizal y su reemplazo por forestaciones produjo un aumento de la MO del orden del 26% (P<0,0001). El gran aporte de acículas y la mayor acidez favorecerían el desarrollo de hongos, por lo cual el proceso de mineralización sería más lento lo que conduciría a una acumulación de MO en suelos bajo uso forestal. La tasa de respiración fue significativamente mayor en los pastizales naturales (70,2 kg de CO_2 ha^{-1} $día^{-1}$) en comparación a los suelos bajo Pinus sp. (66,6 kg de CO_2 ha^{-1} $día^{-1}$), lo cual indicaría una mayor actividad biológica en los suelos bajo vegetación natural y unido a los menores contenidos orgánicos, señalaría un ciclado más rápido de la MO en suelos naturales y más lento en suelos forestados.

Palabras claves: Respiración, ciclado de la materia orgánica, cambio en el uso de las tierras

INTRODUCCIÓN:

La respiración del suelo (RES) es un importante componente del ciclo del carbono y es considerado el segundo mayor flujo de carbono entre la tierra y la atmósfera (Cantú *et al*., 2010; Srivastava *et al*., 2012). La producción de CO_2 del suelo es resultado de procesos biológicos (Moitinho *et al*., 2015), de la respiración de las raíces y de los organismos edáficos, así como de la descomposición de la materia orgánica y de la oxidación química de los compuestos de carbono (Lloyd & Taylor, 1994; Millard *et al*., 2008).

Los principales factores que regulan la respiración del suelo son su temperatura, y el contenido de humedad del suelo (Davidson *et al*., 1998), las precipitaciones y el tipo de vegetación (Scholze *et al*., 2003; Hussain *et al*., 2011).

La materia orgánica (MO) está considerada como el indicador más significativo de la calidad de suelo y es considerada como el componente más importante a seleccionar entre un conjunto mínimo de datos (CMD) (Larson Pierce, 1991; Doran & Parkin, 1994). Es una fuente potencial de CO_2 atmosférico, por lo cual, conservar o aumentar sus niveles en el suelo se justifican no tan sólo desde una perspectiva agronómica, sino también desde un punto de vista medioambiental. Los microorganismos juegan un papel importante en la descomposición de la MO en el suelo, existiendo una correlación entre el número de microorganismos presentes en el suelo y el consumo de oxígeno; sin embargo, esto depende directamente del contenido de materia orgánica que se encuentra en el suelo (Gray & Wallace, 1957) y de su calidad. Los cambios en el uso del suelo influyen en su contenido de materia orgánica por dos vías: alterando el aporte anual que procede de la muerte de plantas y animales, y variando el ritmo con que se destruye esta materia orgánica; normalmente, es imposible separar estos dos procesos cuando se analizan los resultados de una variación determinada en el manejo del suelo (Jenkinson, 1992).

La hipótesis del presente trabajo fue que la eliminación del pastizal natural y su reemplazo por plantaciones de Pinus sp. afecta a la actividad biológica del suelo modificando la tasa de respiración del suelo.

El objetivo fue evaluar el impacto de la eliminación de la vegetación natural y su reemplazo por forestaciones con *Pinus sp*. sobre la tasa de respiración del suelo y sobre algunos atributos de orden físico y químico.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se llevó a cabo un estudio en Inceptisoles del Noreste de la provincia de Corrientes, en los que los pastizales naturales (Fig. 1) fueron reemplazados por forestaciones con especies exóticas (Fig. 2). Se estableció un diseño de muestreo completamente al azar con dos tratamientos: pastizal natural (Mz) y plantación de Pinus sp. de 20 años. (Pi). Se seleccionaron 3 lotes para cada uno, dentro de los cuales se tomaron 5 sitios de muestreo. En cada sitio, se efectuó un muestreo compuesto de 0 a 0,10 m de profundidad.

En campaña, se obtuvieron muestras de densidad aparente con el método del cilindro de Kopecky (Forsythe, 1975).

En laboratorio, una vez que se secaron las muestras al aire y se tamizaron, se efectuaron las siguientes determinaciones: pH: Potenciométricamente en relación 1:2,5 en agua. (Dewis & Freitas, 1970); Textura: en base a valores obtenidos por aplicación del Método de Bouyoucos. (Dewis & Freitas, 1970); Carbono orgánico (CO): Método de Walkley y Black modificado (Nelson & Sommmers, 1996); Respiración del suelo (RES) por incubación con NaOH (Alvarez & Santanatoglia, 1985).

Con los datos obtenidos se aplicó análisis de la variancia, y se efectuaron comparaciones de las medias entre tratamientos mediante prueba de LSD ($P<0,05$). Se realizaron correlaciones simples entre variables. Se utilizó el software Infostat Profesional.



Figura 1: Pastizal natural (*Andropogon bicanis y A. virgatus*).



Figura 2: Forestación con *Pinus sp*. de 20 años de edad.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La textura de los suelos resultó franco arenosa a franco arcillo arenosa, con contenidos de arena de 50 al 68 %, arcilla entre 15 y 30% y el limo entre 13 a 30 %.

En la tabla 1, se presentan los resultados obtenidos. Los suelos bajo estudio resultaron 4,87 y 5,17. El pH fue menor en suelos bajo Pi, con diferencias significativas ($P<0,002$). Esta mayor acidez del suelo bajo uso forestal fue atribuido a la composición química de la hojarasca de Pinus sp., caracterizada por su alto contenido de ligninas y resinas. Similares efectos fueron encontrados en suelos rojos bajo Pino por Schlatter & Otero (1995).

Tabla 1: Valores medios de **pH**, densidad aparente (**Da**), materia orgánica (**MO**) y respiración (**RES**) del suelo bajo pastizal natural (Mz) y uso forestal (*Pinus sp*.) correspondientes a muestras de 0 a 0, 10 m.

Tratamiento	**pH**	**Da**	**MO** (%)	**RES** (mg CO_2/7 días/g suelo)
Pi	4,87 **a**	1,11 **a**	5,92 **b**	0,32 **a**
Mz	5,17 **b**	1,17 **a**	4,68 **a**	0,42 **b**
CV	4,93	9,26	22,37	29,82
p-valor	0,0025	0,1289	0,0074	0,0218

Nota: los valores con letras iguales, no son diferentes estadísticamente (P < 0,05)

Respecto a la Da, la misma no fue mayormente afectada por el uso del suelo, ya que no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos.

La eliminación del pastizal y su reemplazo por forestaciones con especies exóticas (Pinus sp.) produjo un aumento de la MO del orden del 26% respecto a la condición original (P<0,0001), similares resultados fueron señalados por autores como Pastor et al., 1987; Gómez et al., 2010; y Huang et al., 2011.

La mayor acidez favorecería la proliferación de hongos, por lo cual el proceso de mineralización sería más lento lo que conduciría a una acumulación de MO en suelos bajo uso forestal. Similares resultados fueron hallados por Tosin (1977) y Fernández (1987), encontraron en suelos rojos bajo Pinus elliottii y P. taeda, un aumento de la acidez, y se lo atribuyeron a la calidad de materia orgánica aportada caracterizada por un bajo contenido en sales y bases.

La respiración del suelo fue significativamente mayor en los pastizales naturales: 70,2 kg de CO_2 ha^{-1} $día^{-1}$ (0,42 mg CO_2/7 días/g suelo) en comparación a forestales: 66,6 kg de CO_2 ha^{-1} $día^{-1}$ (0,32 mg CO_2/7 días/g suelo). Esto se debería a una mayor cantidad de sustratos disponibles para la flora y fauna del suelo, e indicaría una mayor actividad biológica.

En base a la Guía de Interpretación de la USDA (Woods End Research. 1997), los valores de respiración de suelo encontrados en ambos tratamientos se encuadraron dentro de valores ideales (35,84 a 71,68 kg de CO2 ha^{-1} $día^{-1}$).

CONCLUSIONES

- La eliminación de la vegetación natural y su reemplazo por plantaciones de Pinus sp., durante 20 años, produjo un aumento de la acidez del suelo, y una disminución de la tasa de respiración, impactando en el ciclado del material orgánico y produciendo una acumulación de MO.

- La tasa de respiración del suelo resultó un indicador sensible a los cambios producidos por el uso de las tierras por cuanto debería ser incluida entre los atributos para evaluar calidad de suelos, en Inceptisoles de la Provincia de Corrientes.

BIBLIOGRAFÍA

- Alvarez R & OJ Santanatoglia. 1985. Actividad biológica y biomasa microbiana en diferentes suelos incubados bajo las mismas condiciones ambientales. Ciencia del Suelo 3: 180-184 1985
- Cantú SI; H González & MV Gómez M. 2010. CO_2 efflux in Vertisol under different land use systems. Trop. Subtrop. Agroecosyst. Vol. 12 (2): 389-403
- Davidson, EA; E Belk & RD Boone. 1998. Soil water content and temperature as independent or confounded factors controlling soil respiration in a temperate mixed hardwood forest. Global Change Biol 4 (2): 217–227.

- Dewis J & F Freitas. 1970. Métodos físicos y químicos de análisis de suelos y aguas. Boletín sobre suelos Nº 10. FAO. Roma. Pp 36-57.
- Doran, JW & TB Parkin. 1994. Defining and Assessing Soil Quality. In J.W. Doran et al. (ed) Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. SSSA Spec. Publ. 35. SSSA Madison, 3-21. http://dx.doi.org/10.2136/sssaspecpub35.c1
- Elliot, ET; IC Burke, CA Monz & SD Frey. 1994. Terrestrial carbon pools: preliminary data from the Corn Belt and Great Plains regions. pp.179-191. In J.W. Doran, D.C. Coleman, D.F. Bezdicek, and B.A. Stewart (eds.) Defining soil quality for a sustainable environment. Special Publication Number 35, Soil Sci Soc Am, Madison, Wisconsin, USA.
- Fernández, R. 1987. Influencia del sistema Desmonte-Reforestación con *Pinus* spp. Sobre algunas características químicas de los suelos. Ci Suelo 5 (2): 123-129.
- Forsythe, W. 1975. Física de suelos. IICA. 212 p. San José. Costa Rica.
- Gómez, Y; J Paolini & RM Hernández. 2010. La sustitución de la sabana nativa por plantaciones de pino y la variabilidad temporal en la biomasa microbiana y la mineralización del carbono y nitrógeno en el suelo. Terra Latinoam 28 (2): 155-163. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792010000200007
- Gray, PH. & Wallace, RH. 1957. Correlation between bacterial numbers and Carbone dioxide in a field soil. Can. J. Microbial. 3: 191.
- Huang, Z; M Davis; L Condron & P Clinton. 2011. Soil carbon pools, plant biomarkers and mean carbon residence time after a forestation of grassland with three tree species. Soil Biol. Biochem. 43: 1341-1349.
- Hussain, MZ; T Grunwald; JD Tenhunen, YL Li; H Mirzae; C Bernhofer; D Otieno; NQ Dinh; M Schmidt; M Wartinger & K Owen. 2011. Summer drought influence on CO2 and water fluxes of extensively managed grassland in Germany. Agric. Ecosys. Environ. 141: 67-76
- Jenkinson, DS. 1992. La materia orgánica del suelo: evolución. En: Wild, A. Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas. Madrid: Mundi-Prensa.
- Larson, WE & FJ Pierce. 1991. Conservation and enhancement of soil quality. p 175-203. In Evaluation of sustainable management in the developing world. Vol 2. IBSRAM Proc. 121 (2). Thailand Int. Board for soil Res. and Management, Bankok
- Lloyd J & JA Taylor. 1994. On the temperature dependence of soil respiration. Functional Ecology 8 (3): 315-323. doi:10.2307/2389824
- Moitinho, MR; MP Padovan; AR Panosso; DDB Teixeira; AS Ferraudo & La Scala N. 2015. On the spatial and temporal dependence of CO_2 emission on soil properties in sugarcane (Saccharum spp.) production. Soil & Tillage Research 148: 127–132.
- Nelson, DW & LE Sommers. 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter p. 961-1010. In J.M. Bigham (ed.). Methods of soil analysis Part. 3. Chemical Methods. ASA & SSSA, Madison,WI.
- Pastor, J; RH Gardner, VH Dale & WM Post. 1987. Succession changes in nitrogen availability as a potential factor contributing to spruce declines in boreal North America. Can. J. For. Res. 17: 1394-1400.
- Schlatter, JE & L Otero. 1995. Efecto de *Pinus radiata* sobre las características químico-nutritivas del suelo mineral superficial. En Rev. Bosque. Vol.16, no.1, p.29-46. Valdivia, Chile.
- Scholze, M; W Knorr & MM Heimann. 2003. Modelling terrestrial vegetation dynamics and carbon cycling for an abrupt climatic change event. The Holocene 13 (3): 327–333.
- Srivastava, M; SD Sharma & M Kudrat. 2012. Effect of crop rotation, soil temperature and soil moisture on CO2 emission rate in indo-gangetic plains of India. International Journal of Agriculture and Forestry 2 (3): 117–120.
- Tosin, JE. 1977. Influencia do Pinus elliottii, da Araucaria angustifolia e da mata native sobre microflora do solo. Revista Floresta, Rio de Janeiro, 8(1): 73-74.

C2P2. MACROFAUNA EDÁFICA ASOCIADA A SISTEMAS CON CULTIVO DE ALDODÓN, EN EL NORTE DE SANTA FE

Almada, Melina S.[1]; Masin, Carolina E.[2]; Cruz, María S.[3]; Demonte, Mariano J.[3]; Plem, Silvana C.[2]; Guastavino, Javier[2] y Mieres, Luciano[1]

[1] EEA INTA – Reconquista, Santa Fe. Argentina. [2] Instituto de Desarrollo Tecnológico para la Industria Química (CONICET - UNL), Santa Fe. Argentina. [3] Facultad de Humanidad y Ciencias – Universidad Nacional del Litoral. Santa Fe. Argentina.
almadamelina@gmail.com

RESUMEN

La macrofauna edáfica interviene significativamente en la estructura y fertilidad del suelo, siendo sensible al impacto de las actividades propias de los agroecosistemas. El objetivo fue estudiar la abundancia y composición de macroinvertebrados edáficos presentes en sistemas agrícolas bajo prácticas de manejo del algodón genéticamente modificado (GM). El estudio se realizó en localidades de Avellaneda (La Vertiente: LV) y Reconquista (Barros Pazos: BP) de la provincia de Santa Fe durante el período noviembre 2017- febrero 2018. Para evaluar la edafofauna se empleó la metodología TSBF (programa Tropical Soil Biology & Fertility), extrayéndose 32 monolitos en cada etapa fenológica (cuatro instancias) del desarrollo del cultivo en cada sitio. Se determinaron densidad, número de taxa y grupos funcionales por ambiente. Se colectaron un total de 202 individuos pertenecientes a 8 órdenes y 16 familias. La densidad media no mostró diferencias entre los sitios BP y LV ($p > 0,05$), en tanto que la riqueza de grupos taxonómicos fue mayor en LV (16). Los taxa más representativos en todo el estudio fueron Haplotaxida (32%), Coleoptera (31%) y Diplopoda (23%). Los grupos funcionales ingenieros del suelo y detritívoros fueron los más representativos en los sistemas, destacándose el primero en BP y el segundo en LV. Los resultados obtenidos son preliminares, indicando que la macrofauna edáfica mostró variaciones durante el desarrollo del cultivo. Se continúa evaluando la macrofauna edáfica en suelos con larga historia de producción algodonera en el norte de Santa Fe, constituyendo información básica, útil y complementaria en estrategias de manejo y sustentabilidad de los sistemas productivos.

Palabras clave: macroinvertebrados edáficos, *Gossypium hirsutum*, manejo del suelo

INTRODUCCIÓN

El suelo es un ambiente heterogéneo que contiene una gran diversidad de organismos, que en su conjunto juegan un rol esencial en la estructura y fertilidad del suelo. Los organismos de la macrofauna, según la actividad que desempeñan, pueden ser clasificados en grupos funcionales como ingenieros del suelo, detritívoros, herbívoros y depredadores; regulando los procesos edáficos del ecosistema suelo (Cabrera *et al.*, 2011; Cabrera, 2012). Cuando el hábitat es intervenido, los cambios producidos por el impacto de prácticas agrícolas tradicionales (siembra, cosecha, uso de fertilizantes biológicos y químicos y plaguicidas), afectan la abundancia y diversidad de la macrofauna como así también a su dinámica con otras poblaciones biológicas del suelo (Zerbino, 2011; Vasconcellos *et al*., 2013).

El cultivo de algodón en el norte de Santa Fe es de suma importancia en la economía regional, y en los últimos años incrementó la superficie cultivada. Esto se debió a la modificación genética del cultivo que mejoró la calidad y rendimiento, minimizó el efecto de las plagas y favoreció la tecnificación de la cosecha. No obstante, aún existen problemáticas asociadas a prácticas de manejo agronómico (riego, fertilización, reguladores de crecimiento, plaguicidas, entre otros) que de resolverse favorecerían la producción en cuanto a calidad y rentabilidad. Ante esto, se propone estudiar los macroinvertebrados del suelo en relación a las prácticas de manejo agronómico del algodón genéticamente modificado (GM) como potenciales bioindicadores.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en dos sitios agrícolas del norte de la provincia de Santa Fe: Barros Pazos (BP) (29°10'7.33"S; 59°45'10.42"O) localizado en Reconquista y La Vertiente (LV) (29° 6'10.55"S; 59°42'36.05"O) en Avellaneda. Cada sitio presenta larga data de producción agrícola, con una superficie de 35 ha aproximadamente, donde se sembró algodón genéticamente modificado (GM) (DP 1238 BG/RR).

Características del muestreo

En cada lote se realizaron durante noviembre 2017 - febrero 2018 cuatro instancias de muestreo, donde las tres últimas se asociaron a etapas fenológicas del cultivo: 1) Previo a la siembra del cultivo, 2) Estado Vegetativo, 3) Estado Reproductivo-floración, 4) Estado Reproductivo-madurez fisiológica.
Para la recolección de la macrofauna se consideró el método estándar Biología y Fertilidad del Suelo Tropical (TSBF) (Anderson & Ingram, 1993). Se trazaron dos transectas lineales ubicadas de forma opuesta en cada lote, iniciando desde el borde a la parte media del mismo. En cada transecta se realizaron ocho monolitos de 30×30×20 cm, separados uno de otro por 10 m, donde cada uno fue revisado *in situ* de forma manual para la colecta de ejemplares. El material recolectado de cada muestra fue conservado en alcohol etílico al 70% para su posterior determinación taxonómica mediante claves disponibles (Reynolds, 1996; Ramírez, 1999; Dippenaar-Schoeman & Jocqué, 1997; Triplehorn & Johnson, 2005). Desde el punto de vista funcional la macrofauna fue agrupada en: ingenieros del suelo, detritívoros, herbívoros y depredadores (Lavelle, 1997; Zerbino *et al.*, 2008).

Se tomaron de cada sitio muestras simples (32) a una profundidad de 0 a 20 cm, las cuales fueron mezcladas y homogeneizadas para determinar las propiedades físicas y químicas del suelo (Tabla 1). Además, se registraron todos los insumos de síntesis química que el cultivo requirió y las prácticas agronómicas a las cuales fueron sometidos los sitios.

Tabla 1. Propiedades físicas y químicas de los suelos estudiados en Barros Pazos (Reconquista) y La Vertiente (Avellaneda) durante noviembre 2017 - febrero 2018, en el norte de la provincia de Santa Fe

		Barros Pazos (BP)	La Vertiente (LV)	Unidades
Profundidad		20	20	cm
D.A.		1,45	1,30	g,cm^{-3}
M.O.		1,54	1,58	%
C_{ox}		0,89	0,91	%
Nt		0,08	0,09	%
P disponible		54,35	45,15	mg,kg^{-1}
C.I.C	Ca^{++}	7,56	7,20	$cmol.kg^{-1}$
	Mg^{++}	1,36	1,32	
	K^{+}	0,45	0,45	
	Na^{+}	0,22	0,27	
pH		6,30	6,10	-
C.E.		0,09	0,09	mS,cm^{-1}
Textura	Arena	19,5	19,3	%
	Limo	57,9	58,0	%
	Arcilla	22,6	22,6	%

Referencias: Densidad Aparente (DA) ($g.cm^{-3}$); Materia Orgánica (MO) (%), carbono (Cox) (%); nitrógeno total (Nt) (%); fósforo disponible (P disponible)($mg.kg^{-1}$), Capacidad de Intercambio Catiónico (C.I.C.) ($cmol.kg^{-1}$), conductividad eléctrica (C.E.) (mS cm).

Análisis estadístico

Se determinaron densidad total ($individuo.m^{-2}$) y número de familias total por cada sitio. Para determinar diferencias significativas de la densidad total de la macrofauna y de los taxa por sitios, se utilizó el análisis de varianza no

paramétrico para muestras independientes (Kruskal-Wallis), calculado por el programa PAST ver. 2.16 (Hammer *et al.*, 2012).
Los cambios entre los grupos taxonómicos de los sitios estudiados y los períodos fenológicos del cultivo se evaluaron mediante ANOSIM en una vía, con una permutación de 9999 y un nivel de significación del $p<0,05$. Además, se comparó la composición de la macrofauna mediante un análisis de porcentaje de similitud (SIMPER), teniendo en cuenta la disimilitud de Bray-Curtis. Ambos análisis fueron realizados mediante el programa PAST ver. 2.16 (Hammer *et al.*, 2012).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se colectaron en ambos sistemas (BP y LV) un total de 202 macroinvertebrados, pertenecientes a 8 órdenes y 16 familias. La densidad total no mostró diferencias significativas ($p> 0,05$) entre los sistemas, en tanto que la riqueza de grupos taxonómicos fue mayor en LV (16) (Tabla 2). Respecto a los momentos de muestreo el segundo, asociado al estado Vegetativo del cultivo algodón, registró los valores más bajos tanto en abundancia como en riqueza de taxa (H: 8,666; p= 0,031) (Tabla 2).

Tabla 2. Macroinvertebrados colectados en sistemas algodoneros de Barros Pazos (Reconquista) y La Vertiente (Avellaneda) durante noviembre 2017 - febrero 2018, en el norte de la provincia de Santa Fe

Clase	**Orden**	**Familia**	**Barros Pazos (BP) Reconquista**				**La Vertiente (LV) Avellaneda**				**Grupos funcionales**
			Etapas de muestreo								
			Et 1	Et 2	Et 3	Et 4	Et 1	Et 2	Et 3	Et 4	
Oligochaeta	Haplotaxida	Megascolecidae	1	0	0	0	2	0	0	0	IS
		Ocnerodrilidae	55	0	0	0	7	0	0	0	IS
Diplopoda	Polydesmida		3	3	1	4	9	6	6	14	DT
Chilopoda	Lithobiomorpha		2	0	0	0	0	0	0	0	DP
Hexapoda	Coleoptera	Elateridae	0	0	6	2	2	1	2	1	H
		Staphilinidae	1	0	0	0	0	0	0	0	DP
		Scarabeidae	1	0	1	1	4	0	1	0	H
		Carabidae	3	0	0	1	1	0	3	1	DP
		Coccinellidae	0	6	6	2	0	5	7	3	DP
	Hymenoptera	Formicidae	1	0	1	3	7	0	2	2	IS
		Pompilidae	0	0	0	0	0	0	0	1	DP
	Hemiptera	Pentatomidae	0	0	0	0	0	0	1	0	H
		Reduviidae	0	0	0	0	0	0	0	2	DP
	Lepidoptera	Noctuidae	0	0	0	0	0	0	0	1	H
Arachnida	Araneae	Theridiidae	0	0	0	0	1	0	1	0	DP

Thomisidae	0	0	0	0	0	0	1	0	DP
Lycosidae	0	0	1	0	0	0	0	2	DP
Philodromidae	0	0	0	0	0	0	0	1	DP
Abundancia total	67	9	16	13	33	12	24	28	
Densidad	23	3	5	4	11	4	8	10	
			35				33		
Riqueza de grupos taxonómicos	8	2	6	6	8	3	9	10	
			11				16		

Referencias: IS: ingenieros del suelo, H: herbívoros, DT: detritívoros, DP: depredadores

Los taxa más representativos en todo el estudio fueron las lombrices de tierra (Haplotaxida) (32%), los coleópteros (Coleoptera) (31%), los milpiés (Diplopoda) (23%), las hormigas (Formicidae) (7%) y arañas (Araneae) (7%). A excepción del grupo Haplotaxida, el resto de los taxa nombrados fueron más abundantes en LV (Tabla 2). Respecto a la disimilitud de grupos taxonómicos entre BP y LV, se observó un 65,96% de disimilitud, contribuyendo principalmente los organismos Diplopodos (21,9%) y la familia Ocnerodrilidae (13,75%) de Haplotaxida. Del mismo modo, la similitud entre los muestreos en los estados fenológicos del cultivo mostró diferencias en ambos sitios (BP: R= 0,050; p=0,001 y LV: R= 0,014; p= 0,0274).

Los grupos funcionales ingenieros del suelo y detritívoros fueron los más representativos en los sistemas, destacándose el primero en BP y el segundo en LV (Fig. 1). Por otra parte, el porcentaje de organismos herbívoros y depredadores fueron similares en ambos sistemas.

Los resultados arribados son preliminares, indicando en primera instancia que la composición de la macrofauna edáfica presente en lotes de algodón GM varía de acuerdo a las etapas fenológicas del cultivo. Posiblemente estos sistemas algodoneros estarían condicionados no sólo por el impacto del manejo agronómico asociado, sino también a las condiciones ambientales (como estrés hidríco) que registró esta campaña en el norte santafesino. Sosa & Almada (2014) evaluaron la diversidad de artrópodos en cultivos de algodón GM, registrando estos sistemas alta diversidad de especies, pero altamente afectados por las condiciones ambientales, lo cual demostraron la necesidad de continuar los estudios para preservar la biodiversidad y el medio ambiente, aspectos necesarios para contribuir con las herramientas hacia un manejo integrado de plagas.

En el marco de este proyecto, se continúa analizando la macrofauna edáfica del cultivo de algodón presente en los lotes de La Vertiente y Barros Pazos, culminando los muestreos y evaluaciones futuras al momento de la cosecha del cultivo. Se evaluarán las prácticas de manejo agronómico asociado y las condiciones ambientales a las que atravesó el cultivo, permitiendo identificar como la biota del suelo responde y se adapta al ambiente, actuando como posibles bioindicadores biológicos de las prácticas productivas del cultivo algodón GM, para lograr un uso más sustentable de los recursos.

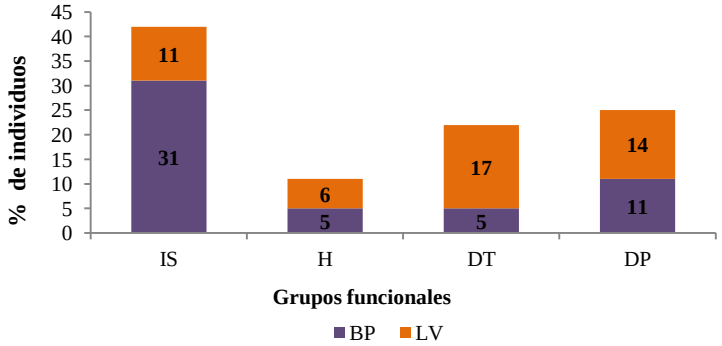


Figura 1. Porcentaje total de los grupos funcionales en los sistemas algodoneros de BP y LV durante noviembre 2017/febrero 2018.

CONCLUSIONES

La macrofauna edáfica mostró variaciones, tanto en abundancia como en composición, durante el desarrollo del cultivo algodón GM en los diferentes suelos estudiados.

Los resultados obtenidos forman parte de una instancia preliminar de un proyecto de investigación enmarcado en el estudio de macroinvertebrados edáficos en suelos con larga historia de producción algodonera en el norte de Santa Fe. En este sentido, el presente trabajo contribuye a enriquecer el inventario de macroinvertebrados edáficos de suelos agrícolas del norte de Santa Fe, constituyendo información básica, útil y complementaria en estrategias de manejo y sustentabilidad de los sistemas productivos.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al personal técnico y auxiliar del Laboratorio de Entomología de la EEA INTA-Reconquista por colaboración en las tareas de campo, y a la Agencia Santafesina de Ciencia, Tecnología e Innovación (ASACTeI) del Gobierno de la provincia de Santa Fe por la financiación.

BIBLIOGRAFÍA

- Anderson, JM & JSI Ingram (Eds). 1993. Tropical Soil Biology and Fertility: A Handbook of Methods. CAB International. Wallingford, UK. 221 pp.
- Cabrera, G; N Robaina & D Ponce de León. 2011. Composición funcional de la macrofauna edáfica en cuatro usos de la tierra en las provincias de Artemisa y Mayabeque, Cuba. Pastos Forrajes 34: 331-346.
- Cabrera, G. 2012. La macrofauna edáfica como indicador biológico del estado de conservación/perturbación del suelo. Resultados obtenidos en Cuba. Pastos Forrajes 35(4): 349-364.
- Dippenaar-Schoeman, A.S. & Jocqué, R. 1997. African spiders, an identification manual. Handbook N°9. Plant Protection Research Institute, Pretoria, South Africa. 170 pp.
- Hammer, O.; Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2012. PAST (PaleontologicalStatistics) version 2.16. Software packageforeducation and data analysis. Paleontología Electrónica 4:1-9. Disponible en línea en: http://folk.uio.no/ohammer/past/.
- Lavelle, P. 1997. Faunal activities and soil processes: adaptative strategies that determine ecosystem function. Adv. Ecol. Res. 27: 93-102.
- Ramírez, M.J. 1999. OrdenAraneae. En: Crespo, F.A.; Iglesias, M.S. &Valverde, A.C. (eds.). El ABC en la determinación de artrópodos. Claves para especímenes presentes en la Argentina I. Editorial CCC Educando, Buenos Aires. 107 pp.
- Reynolds, JW. 1996. Earthworm biology and ecology. Course Manual. Lindsay: Sir Sandford Fleming Collage, 196 pp.
- Sosa, María Ana & Melina Soledad Almada. 2014. Diversity of arthropodscommunities in transgeniccottonvarieties in Santa Fe province, Argentina.Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata. Vol 113 (2): 147-156.
- Triplehorn, C.A. & Johnson, N.F. 2005. Borror and DeLong's lntroduction to the Study of lnsects. Thomson Brooks/Cole, USA, 864 pp., Seventh Edition, ISBN 003-096835-6.
- Vasconcellos, RLF; JC Segat; JA Bonfim; D Baretta& EJBN Cardoso. 2013. Soil macrofauna as an indicator of soil quality in an undisturbed riparian forest and recovering sites of different ages. Eur. J. Soil Biol. 58, 105-112.
- Zerbino, MS; N Altier; A Morón & C Rodríguez. 2008. Evaluación de la macrofauna del suelo en sistemas de producción en siembra directa y con pastoreo. Agrociencia 12 (1): 44-55.
- Zerbino, MS. 2011. La macrofauna del suelo y su relación con la heterogeneidad florística. En: Bases Ecológicas y Tecnológicas para el manejo de pastizales. Ed. Unidad de Comunicación y Transferencia de Tecnología del INIA. Montevideo, Uruguay, 98-111.

C2P3. DINÁMICA DE COMUNIDADES MICROBIANAS EN SISTEMAS SILVOPASTORILES DEL CENTRO ESTE DE SANTIAGO DEL ESTERO

Anriquez, Analia L.; Barrionuevo, Maria C.; Dominguez, Nelson J.; Silberman, Juan E. y Albanesi, Ada S.

Facultad de Agronomía y Agroindustrias. Universidad Nacional de Santiago del Estero. Av Belgrano (S) 1912 CP 4200. Santiago del Estero. ananriquez@hotmail.com

RESUMEN

En la provincia de Santiago del Estero, perteneciente a la región chaqueña, el uso intensivo de la tierra por diferentes disturbios antrópicos, ha convertido grandes áreas naturales en matorrales de arbustos densos y bosques secundarios. La capacidad de carga de estos sistemas es baja, lo que repercute negativamente en la productividad ganadera. Actualmente, la transformación de los bosques secundarios en sistemas más productivos tales como los sistemas silvopastoriles se ha convertido en una alternativa productiva sustentable al emplear técnicas de producción sostenibles, contribuyendo a la conservación de los recursos naturales y al mejoramiento y diversificación de la productividad agrícola. Es por ello que se está difundiendo la implementación de sistemas silvopastoriles mediante el rolado selectivo de baja intensidad (RBI), práctica que involucra el pasaje de un rolo metálico que aplasta los arbustos y deja en pie los árboles, además de la siembra simultanea de una pastura como *Panicum maximum* Jacq. No existe mucha información de los efectos que tienen estas prácticas sobre la calidad del suelo, siendo el estudio de la misma de suma importancia para poder realizar el monitoreo y seguimiento de los cambios y determinar la sostenibilidad del uso y manejo del suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar la dinámica de microorganismos nitrificadores y fijadores de N_2 y su relación con la disponibilidad de N del suelo, en sistemas pastoriles habilitados mediante rolado selectivo de baja intensidad (RBI) en el centro este de Santiago del Estero. El area de estudio pertenece a la subregión del Chaco subhúmedo (27° 56´ 45´´ S y 62° 18´ 40´´ O) con precipitaciones medias anuales entre 600 y 750 mm. En diseño completamente aleatorizado se estudió el factor uso del suelo, los cuales fueron: bosque secundario (Testigo), y silvopastoril de un año (SP1), de cinco años (SP5) y de nueve años (SP9) implementados mediante RBI con siembra de *P. maximun* cv G. panic. El suelo se clasificó como Haplustol éntico y los muestreos se realizaron en la estación húmeda, de 0-15 cm de profundidad. Las variables que se evaluaron fueron: nitrógeno y carbono de la biomasa microbiana (Nbm y Cbm); abundancia de microorganismos nitrificadores (Nitr); abundancia de microorganismos fijadores de N_2 de vida libre (Fij N_2); nitrógeno soluble (Ns) y nitrógeno total (Nt). Los sistemas silvopastoriles implementados mediante RBI: i) disminuyen el tamaño de la biomasa microbiana (Nbm y Cbm) en el corto plazo (SP1) y lo aumentan en el mediano (SP5) y largo plazo (SP9) ii) tienen, a largo plazo, un efecto positivo en la comunidad de nitrificadores y está en función de la fracción de N soluble. Se destaca la importancia de la pastura como una importante fuente de N, para este grupo fisiológico iii) favorecen el aumento de la comunidad de fijadores libres de N_2, tanto en el corto, mediano y largo plazo.

Palabras clave: Rolado selectivo de baja intensidad, región chaqueña, nitrificadores

C2P4. ESTIMACIÓN DE LA ACTIVIDAD ENZIMÁTICA DEL SUELO EN FUNCIÓN DEL TIEMPO BAJO DISTINTAS ALTERNATIVAS DE MANEJO

Bortolato, Marta; Schiavón, María Eugenia; Toresani, Silvia; Ferreras, Laura y Fiori, Evelyn Gisel

Facultad de Ciencias Agrarias. UNR.
martikabortolato@hotmail.com

RESUMEN

La actividad de las enzimas del suelo presenta un importante potencial como atributo sensible a los cambios provocados por el uso del suelo. El objetivo del presente trabajo fue aproximar un modelo estadístico de ajuste a los fines de estimar el comportamiento en función del tiempo de las enzimas fosfatasa ácida y betaglucosidasa bajo diferentes secuencias de cultivos. El estudio se realizó en la EEA INTA Oliveros en un suelo Argiudol Típico serie Maciel, en un ensayo de rotaciones de larga duración implantado en 2006. Los tratamientos fueron: monocultivo de Soja, rotación Maíz-Trigo/Soja 2° y rotación Maíz-Soja 1°-Trigo/Soja 2° en siembra directa; con y sin trigo como cultivo de cobertura. El análisis estadístico de medidas repetidas en el tiempo fue realizado con el programa InfoStat empleando la subrutina "Estimación de Modelos Lineales Generales y Mixtos" y se realizó con los resultados del tercer ciclo de cultivos completo comprendido entre 2012 y 2015. Para ambas enzimas el coeficiente de regresión, cuando se incluyeron los dos efectos aleatorios de la ecuación (bloque y secuencia*cobertura dentro de bloque) (R^2_2) resultó ser igual a 0,996 para fosfatasa ácida y 0,995 para betaglucosidasa, lo que indicaría la robustez del modelo al incorporar a las funciones trigonométricas de seno y coseno como factor explicativo de la naturaleza cíclica de la mineralización de la materia orgánica. Las enzimas evaluadas se mostraron sensibles para diferenciar el efecto de los cultivos de cobertura en un ensayo de rotaciones de larga duración.

Palabras clave: secuencias de cultivos, análisis longitudinal, actividad enzimática

INTRODUCCIÓN

La calidad de un suelo incluye componentes intrínsecos determinados por sus propiedades físicas, químicas y biológicas, pero además está condicionada por factores externos como las prácticas de manejo (Doran & Zeiss, 2000). Evaluar los cambios producidos en el suelo es posible mediante el uso de atributos o indicadores que permitan determinar las tendencias de mejora o deterioro de un suelo en función de su uso y en función del tiempo, dado que algunos indicadores pueden necesitar varios años para expresarse mientras que otros pueden ser útiles como indicadores de los cambios en el corto plazo. Variables asociadas a la actividad metabólica del suelo pueden constituirse en una señal temprana de mejora o advertencia de la degradación, incluso antes que las propiedades físicas y químicas. En el presente trabajo, se buscó aproximar un modelo estadístico que ajuste en el tiempo el comportamiento de dos enzimas de suelo (fosfatasa ácida y betaglucosidasa) en un ensayo de rotaciones de larga duración que incluye diferentes secuencias de cultivo y la inclusión de cultivo de cobertura. Los ensayos de larga duración permiten evaluar en el largo plazo el efecto de las prácticas agrícolas y desarrollos tecnológicos para comprender los cambios que ocurren en el sistema como consecuencia de un uso continuo de diferentes combinaciones de prácticas de manejo. Permiten describir los mecanismos involucrados en la dinámica temporal de los factores y en la variación de la respuesta de los mismos en función del tiempo (Krüger *et al.*, 2017).

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en un ensayo de rotaciones de larga duración implantado en el año 2006 en la EEA INTA Oliveros (32º 43' 30'' S - 62º 05' 30'' O), sobre un Argiudol Típico serie Maciel con historia previa de más de 30 años de agricultura continua. Los tratamientos incluyeron el monocultivo de Soja (S-S) y las secuencias de cultivo (rotaciones): Maíz-Trigo/Soja 2° (M-T/S) y Maíz-Soja 1°-Trigo/Soja 2° (M-S-T/S), en siembra directa; con (CC) y sin (SC) trigo como cultivo de cobertura. El diseño experimental del ensayo fue en bloques completos al azar con tres repeticiones. Para el seguimiento en el tiempo de los indicadores biológicos de suelo se realizaron dos muestreos al año, en el período otoño/invernal y primavero/estival, con la finalidad de captar los efectos ambientales sobre el funcionamiento de las variables estudiadas. Muestras compuestas de suelo fueron extraídas a la profundidad de 0-7,5 cm, posteriormente tamizadas por una malla de 2 mm y conservadas a 4 ºC hasta su análisis dentro de los 15 días desde su recolección. El análisis estadístico se realizó con los resultados del tercer ciclo completo, comprendido entre 2012 y 2015.

Se evaluaron las enzimas que participan en el ciclado del fósforo y del carbono, fosfatasa ácida y betaglucosidasa, respectivamente. La concentración de los productos resultantes de la actividad de estas enzimas se determinó por colorimetría, expresando los resultados como μg de producto g^{-1}de suelo en base seca.h^{-1}.

Las fosfatasas constituyen un amplio rango de enzimas que catalizan la hidrólisis de ésteres y anhídridos del ácido fosfórico. Por su parte la enzima betaglucosidasa interviene en la etapa final de la degradación de la celulosa, mineraliza compuestos de bajo peso molecular y libera glucosa. Su actividad está generalmente correlacionada con el contenido de carbono orgánico del suelo (García Izquierdo *et al*, 2003).

El análisis estadístico de tipo longitudinal (medidas repetidas en el tiempo) fue realizado con el programa InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2018) empleando la subrutina "Estimación de Modelos Lineales Generales y Mixtos" (Di Rienzo *et al.*, 2011) para las variables medidas fosfatasa y betaglucosidasa. El modelo resultante es un aditivo lineal que contempla el carácter cíclico de gran parte de los fenómenos naturales (en esta ocasión, específicamente el ciclado de la materia orgánica dependiente de la biota del suelo) mediante funciones trigonométricas (seno y coseno) (Pinheiro & Bates, 2004). Los efectos fijos atribuidos al modelo fueron secuencia (Sec) e inclusión o no de cultivo de cobertura (Cob) más las funciones trigonométricas seno y coseno aplicadas a la covariable "día transformada". El efecto aleatorio, asociado a grupos de observaciones como por ejemplo medidas repetidas sobre un mismo individuo o respuestas observadas en grupos de unidades experimentales homogéneas, se agrega a los efectos fijos de manera selectiva. En este trabajo el "sujeto específico" evaluado a través del tiempo es la combinación entre secuencia y la inclusión o no del cultivo de cobertura anidado dentro del factor bloque. A continuación se transcribe el modelo general aplicado a las dos variables estudiadas que pudo reflejar las variaciones cíclicas gracias a la inclusión de las funciones trigonométricas seno y coseno:

$y_{ijk} = \beta_0 + Sec_i + Cob_j + \beta_1(senTr\text{-}cosTr) + b_{0k} + b_{1ijk}(senTr\text{-}cosTr) + \varepsilon_{ijk}$; i = 1 a 3 (S-S, M-T/S, M-S-T/S)
j = 1 a 2 (con, sin)
k = 1 a 3 (repeticiones o bloques)

y_{ijk} : respuesta de la enzima (betaglucosidasa o fosfatasa ácida)
β_0 : término independiente del modelo
Sec : efecto fijo "Secuencia de cultivo"
Cob : efecto fijo de la "inclusión o no de un cultivo de cobertura" dentro de la secuencia de cultivo
β_1(senTr-cosTr): funciones trigonométricas incluidas para reflejar las variaciones cíclicas de las variables
b_{0k} : efecto aleatorio "bloque" asociado al término independiente del modelo. Cambio en el nivel medio de y_{ijk} según el efecto bloque.
b_{1ijk}(senTr-cosTr) : efecto aleatorio "comportamiento del sujeto-específico" (para este caso el sujeto-específico se definió como la interacción secuencia de cultivo e inclusión o no de cultivo de cobertura dentro de bloque) lo cual permite individualizar la variabilidad en el tiempo de esta combinación de factores.
ε_{ijk} = término del error asociado a la observación y_{ijk}

A su vez, se realizaron diferentes análisis de la varianza correspondientes a cada una de las fechas de muestreo para manifestar las diferencias estadísticas o no entre tratamientos. La evaluación de diferencias de medias en cada fecha se realizó mediante test Tukey con un nivel de significancia $p<0,05$ (datos no mostrados).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las enzimas del suelo determinan en gran medida las transformaciones químicas que se producen en el suelo, asociadas a la mineralización de la materia orgánica. Su evaluación permite monitorear cambios en las actividades microbianas asociadas a la capacidad potencial de un suelo de llevar a cabo reacciones metabólicas fundamentales en el ciclado de los nutrientes (García Izquierdo *et al*, 2003).

Los parámetros de ajuste del modelo planteado se presentan a continuación para ambas enzimas:

Fosfatasa:

N	AIC	BIC	logLik	Sigma	R^2_0	R^2_1	R^2_2
162	1816,138	1885,383	-885,069	28,079	0,718	0,750	0,996

Betaglucosidasa:

N	AIC	BIC	logLik	Sigma	R^2_0	R^2_1	R^2_2
144	1318,070	1378,768	-638,035	9,335	0,609	0,632	0,995

En ambos casos el coeficiente de regresión (R^2_2) resulta ser muy cercano a 1 cuando se incluyeron los dos efectos aleatorios de la ecuación (bloque y secuencia*cobertura dentro de bloque), indicando las bondades de ajuste del modelo propuesto para resaltar el carácter cíclico de las variables estudiadas en función del tiempo. Para la enzima fosfatasa, el análisis de medidas repetidas presenta una tendencia que muestra el impacto de la intensificación en las rotaciones agrícolas, de la incorporación de gramíneas y de la incorporación del CC, en la secuencia SS (Fig. 1). Los ANOVA presentaron diferencias estadísticamente significativas ($p<0,05$) entre tratamientos en todas las fechas de muestreo (datos no mostrados), siendo la secuencia M-T/S CC la que presenta los registros más altos de la enzima y los menores corresponden al tratamiento S-S SC. Puede observarse una variación estacional, siendo los muestreos otoño/invierno los que registran una diferencia marcada entre los tratamientos M-T/S y M-S-T/S CC y SC y S-S SC. Por otro lado, en los muestreos llevados a cabo en primavera/verano, el tratamiento S-S CC presentó un comportamiento similar a las secuencias que incluyen gramíneas.

La enzima betaglucosidasa, manifestó los beneficios de la incorporación del CC en el tratamiento S-S, presentando los mayores valores para todas las fechas de muestreo, con excepción del muestreo otoño/invierno 2014, donde no se registraron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos (Fig. 2).

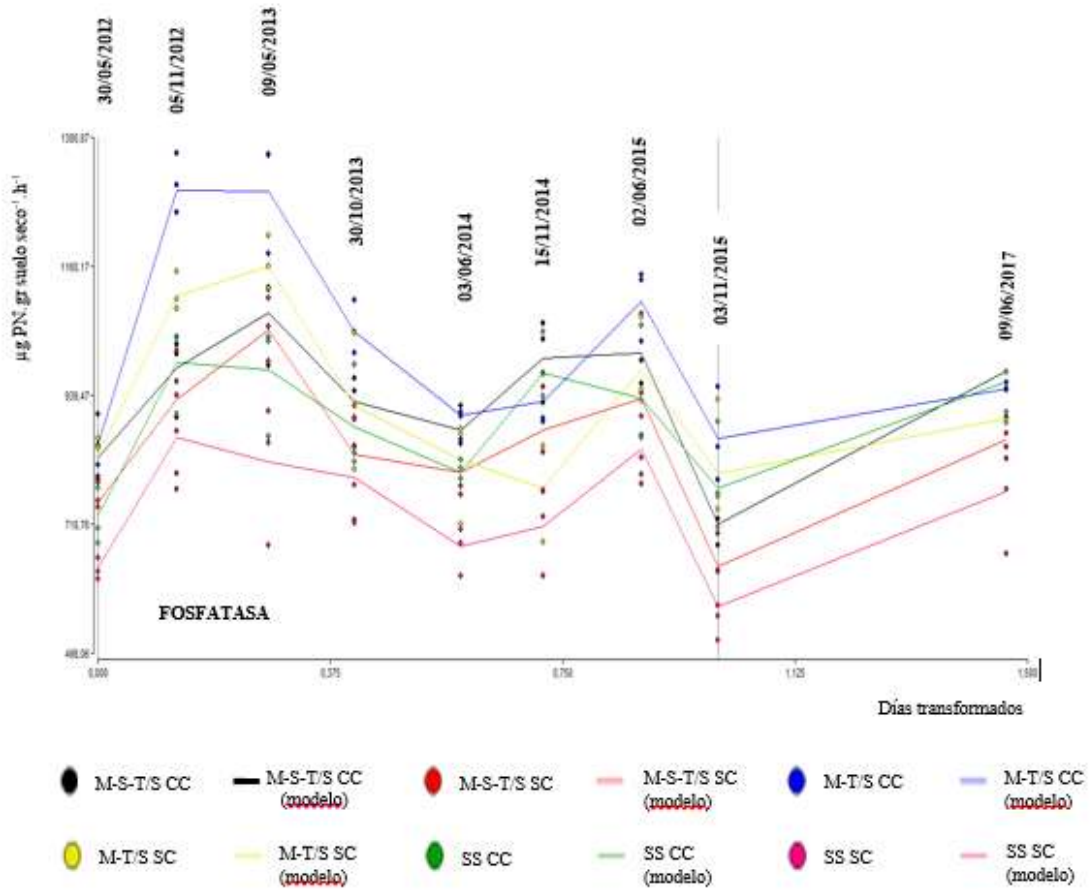


Figura 1. Modelo estadístico de medidas repetidas en el tiempo de la enzima de suelo fosfatasa ácida. Los puntos representan los valores determinados en el laboratorio sobre las muestras de suelo extraídas a campo y las líneas corresponden a la unión de los valores que estima el modelo para cada secuencia de cultivo combinada con la presencia o ausencia de cultivo de cobertura.

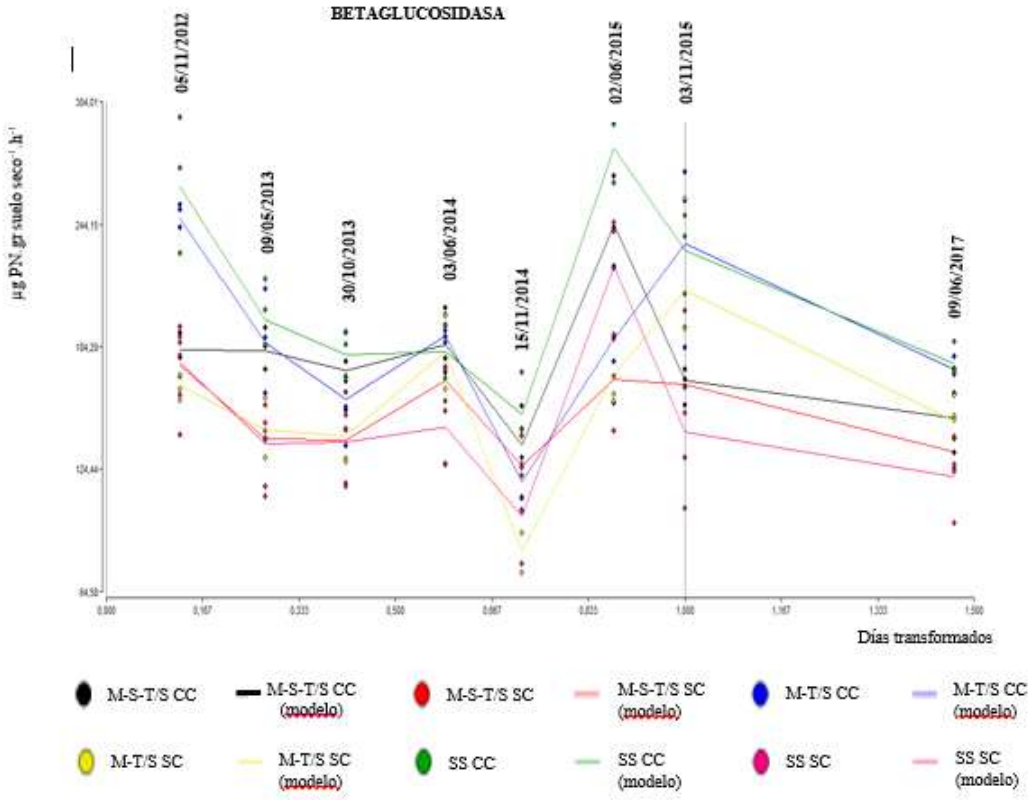


Figura 2. Modelo estadístico de medidas repetidas en el tiempo de la enzima de suelo betaglucosidasa. Los puntos representan los valores determinados en el laboratorio sobre las muestras de suelo extraídas a campo y las líneas corresponden a la unión de los valores que estima el modelo para cada secuencia de cultivo combinada con la presencia o ausencia de cultivo de cobertura.

CONCLUSIONES

Los valores de los coeficientes de regresión indicaron que el modelo resultó robusto para interpretar la evolución de estas dos enzimas como indicadores biológicos, dado que incorpora a las funciones trigonométricas como factor explicativo de la naturaleza cíclica de la mineralización de la materia orgánica. Debería evaluarse la solidez de este modelo en retrospectiva al comienzo del ensayo. Asimismo, sería de sumo interés incorporar en el análisis y la correlación con los indicadores biológicos, diferentes atributos ambientales y aportes de materia orgánica a la cosecha de los diferentes cultivos que permitan explicar el por qué se producen los picos y valles en la evolución de las actividades enzimáticas. Por otra parte, las enzimas evaluadas resultaron sensibles para mostrar los beneficios de los CC y las gramíneas en un ensayo de rotaciones de larga duración para recuperación de un suelo degradado.

BIBLIOGRAFÍA

- Di Rienzo, JA; R Macchiavelli & F Casanoves (Eds). 2011. Modelos lineales mixtos. Aplicaciones en InfoStat. 1ra ed. Grupo Infostat. Córdoba. 193 pp.
- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. InfoStat versión 2018. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- Doran, JW & MR Zeiss. 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. Appl Soil Ecol 15:003-011.
- García Izquierdo, C; F Gil Sotres; T Hernández Fernández & C Trasar Cepeda (Eds).Técnicas de análisis de parámetros bioquímicos en suelos: medida de actividades enzimáticas y biomasa microbiana. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 371pp.
- Krüger, H; F Salvagiotti & G Studdert. 2017. Los experimentos de larga duración en la investigación agrícola. En: Salvagiotti, F; H Krüger & G Studdert (Eds). 2017. Ensayos de larga duración en Argentina: un aporte al logro de sistemas agrícolas sustentables. 1era ed. pp 7-17. Ediciones INTA 2017. Entre Ríos. 378 pp.
- Pinheiro, JC & DM Bates. 2004. Mixed-Effects Models in S and S-PLUS. Springer, New York.

C2P5. AGRICULTURA SUSTENTABLE: INOCULACIÓN EN SOJA CON CEPAS DESNITRIFICANTES

Bruno, Carla[1]; Thuar, Alicia[1] y Castro, Stella [2]

[1]Departamento de Biología Agrícola, Facultad de Agronomía y Veterinaria. [2]Departamento de Ciencias Naturales, Facultad Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales, Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto. Córdoba. Argentina.

cbruno@ayv.unrc.edu.ar.

RESUMEN

En la actualidad, la soja ocupa la mayor superficie cultivada siendo una de las principales fuentes de ingreso de dinero en los últimos años en la Argentina. En la asociación simbiótica *Bradyrhizobium japonicum*-soja, la FBN resulta ser una herramienta muy útil para mantener una agricultura sustentable, aunque se encuentra limitada por diferentes condiciones ambientales, entre ellas, altas concentraciones de nitrato del suelo. Nuestro objetivo fue evaluar, durante dos campañas de soja, el impacto de cepas de *Bradyrhizobium japonicum,* seleccionadas por poseer una elevada actividad de la enzima nitrato reductasa (NR), sobre el rendimiento del cultivo en presencia de alto contenido de nitrato (NO^{3-}) en el suelo. Los ensayos se realizaron en el campo experimental (CAMDOCEX) de la Facultad de Agronomía y Veterinaria ubicado en la Universidad Nacional de Río Cuarto (33º 06' 23.46" de latitud sur y 64º 17' 54" de longitud oeste) en un suelo clasificado como Hapludol típico, con un contenido de 76,45 ppm $N\text{-}NO_3^-$ (0-20 cm) y 67,00 ppm $N\text{-}NO_3^-$ (20-40 cm), promedio de ambas campañas. El diseño experimental que se utilizó fue de bloques al azar con tres repeticiones, con los siguientes tratamientos: Control (sin inocular y fertilizar), Fertilizado (sin inocular y con la adición de 180 kg N ha^{-1} de urea a la siembra), Inoculado con las cepas de *Bradyrhizobium japonicum* (USDA110 y Per 3.61, respectivamente). Los resultados obtenidos en la primera campaña del cultivo de soja demostraron que el aporte de FBN, de la cepa USDA110 fue del 56% y de la cepa Per 3.61 del 64%, lo cual representa un aumento del 20% y 39% del N acumulado por el cultivo con respecto al tratamiento control. En relación con la segunda campaña, la FBN aportó de N a las plantas de soja inoculadas con USDA110 (59%), con Per 3.61 (70%), de N acumulado por el cultivo, representando un importante aumento en comparación a los tratamientos control (37%) y fertilizado (35%). El mayor rendimiento del cultivo de soja, en la primera campaña, correspondió a las plantas inoculadas con la cepa Per 3.61 mostrando un aumento del 69 % en relación con el control y 24 % a los tratamientos inoculado con la cepa USDA110 y fertilizado, respectivamente. En la segunda campaña, el rendimiento de la soja inoculado con la cepa desnitrificante *B. japonicum* Per 3.61 fue 69% mayor que el control (sin inocular y fertilizar), un 24% respecto al fertilizado (con urea) y de un 15% cuando la soja fue inoculada con la cepa de referencia USDA110. El rendimiento del cultivo de soja inoculado con la cepa Per 3.61 fue superior a todos los tratamientos ensayados a campo con elevada concentración de nitrato en el suelo, observándose un aporte significativo de la FBN. Todos estos datos demostraron que la cepa desnitrificante *Bradyrhizobium japonicum* Per 3.61, caracterizada por una elevada actividad nitrato reductasa, representa un aporte promisorio para su uso como inoculante para soja, mejorando la FBN y el rendimiento del cultivo en suelos con alto contenido de nitrato.

Palabras clave: Fijación biológica del nitrógeno, actividad nitrato reductasa, rendimiento.

C2P6. COMPOSICION Y ABUNDANCIA DE POBLACIONES FUNGICAS Y BACTERIANAS Y SUS ACTIVIDADES: RESPUESTA AL MANEJO AGROECOLOGICO

Chavarria, Diego N. [1]; Pérez Brandan, Carolina [2]; Serri, Dannae L. [1]; Meriles, José M. [3]; Restovich, Silvina B. [4]; Andriulo, Adrian E. [4]; Jacquelin, Luis [4] y Vargas Gil, Silvina [1]

1 CONICET-Instituto de Patología Vegetal (IPAVE-CIAP, INTA) Camino 60 cuadras, Km 5,5, Córdoba, Argentina.
2 INTA EEA Salta, Ruta Nacional 68 km. 172 C.P. 4403 Cerrillos, Salta, Argentina.
3 CONICET-Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (IMBIV – UNC); Instituto de Ciencia y Tecnología de los Alimentos (F.C.E.Fy Nat – UNC), Av. Vélez Sarsfield 1611, Córdoba, Argentina.
4 INTA-EEA Pergamino, Av. Frondizi (Ruta 32), Km 4.5, 2700 Buenos Aires, Argentina.
chavarria.diego@inta.gob.ar

RESUMEN

La agroecología propone la autorregulación para lograr un equilibrio agrícola sustentable. Por lo tanto, considerando la rápida respuesta de las comunidades microbianas ante los pequeños cambios en el uso del suelo, el objetivo de este estudio fue evaluar su respuesta ante el manejo agroecológico versus convencional de la agricultura extensiva. El muestreo del suelo se llevó a cabo en 2016 y 2017 en tres tratamientos diferentes utilizando la secuencia soja/maíz (*Glycine max* L./*Zea mays* L.) como cultivo principal: Agroecológico (AE), convencional con cultivos de cobertura (CC) y convencional sin cultivos de cobertura (control). Las especies utilizadas como cultivos de cobertura fueron trigo (*Triticum aestivum*), vicia (*Vicia sativa* L.), avena (*Avena sativa* L.) y nabo forrajero (*Raphanus sativus* L.). El tratamiento CC mostró el mayor valor de hidrólisis de fluoresceína de diacetato, con valores 63,2% y 12,1% mayores que AE y el control, respectivamente. Sin embargo, el tratamiento AE registró la mayor relación hongo:bacteria (44,8) y el cociente metabólico más bajo (1,14), lo que indica una mejora en la eficiencia metabólica y la calidad del suelo. No se registraron diferencias significativas en la abundancia de las comunidades fúngicas y bacterianas entre los tratamientos. Los resultados sugieren que el manejo agroecológico se caracterizó por el predominio de los hongos del suelo y una mayor eficiencia metabólica microbiana en comparación con el manejo convencional. Se evidenció un uso más eficiente de los sustratos de carbono en los sistemas agroecológicos, lo que podría contrarrestar el efecto negativo de la falta de fertilización sintética y la labranza reducida en el largo plazo. Este trabajo demuestra que las herramientas agrícolas sustentables con un manejo adecuado se pueden utilizar efectivamente para preservar la calidad del suelo.

Palabras clave: Agroecología; sustentabilidad; eficiencia metabólica

INTRODUCCIÓN

El crecimiento de la población mundial ha generado un aumento en la demanda de recursos impuestos a los sistemas agrícolas, generando un mayor uso global de los recursos naturales y una disminución significativa en los servicios ecosistémicos (Gianinazzi et al., 2010). Como consecuencia, los monocultivos y el mayor uso de insumos sintéticos, como fertilizantes químicos y pesticidas, han reducido la fertilidad del suelo (Foley et al., 2005). En contraposición, la agroecología representa una base científica, metodológica y tecnológica para una nueva "revolución agraria" en todo el mundo (Ferguson y Morales, 2010), ya que los sistemas de producción agroecológicos son resilientes, energéticamente eficientes, biodiversos, socialmente justos y proporcionan la base para la soberanía productiva y alimentaria (Altieri et al., 2012).

Como la sostenibilidad de los sistemas agrícolas se basa en prácticas conservadoras que abarcan toda la cadena productiva dentro de un marco de uso eficiente de los recursos (Ferreira et al., 2011), los procesos microbiológicos que ocurren en el suelo constituyen la base sobre la que se sustenta la agricultura agroecológica (Faria y Franco, 2002). Esto se debe a que las comunidades microbianas del suelo desempeñan un papel fundamental en el ciclo de nutrientes y la descomposición de la materia orgánica y, considerando sus interacciones con los cultivos, el estudio de la microbiología proporciona un medio preciso para analizar diferentes sistemas de manejo agrícola (Burton et al., 2010). Por lo tanto, la capacidad de las comunidades microbianas para responder rápidamente a los cambios en el uso de la tierra (Singh et al., 2015) puede emplearse para comparar los efectos del manejo agroecológico con el manejo convencional.

El objetivo de este estudio es comparar la respuesta de la estructura y funcionalidad de las comunidades microbianas del suelo en un sistema agroecológico y un sistema agrícola convencional que incluye una mezcla de cultivos de cobertura. Se propone como hipótesis que la agricultura agroecológica genera una modificación en la estructura y

funcionalidad de las comunidades microbianas del suelo, lo que está relacionado con una mayor eficiencia metabólica microbiana.

MATERIALES Y MÉTODOS

Experimento a campo

El estudio se llevó a cabo en la Estación Experimental Pergamino del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) (33 ° 51'S, 60 ° 40'O), provincia de Buenos Aires, Argentina, en 2016 y 2017. Se evaluaron dos ensayos de larga duración, un ensayo agroecológico y un ensayo convencional. Aunque ambos ensayos estuvieron físicamente separados entre sí para garantizar que el tratamiento agroecológico no estuviera expuesto al contacto de agroquímicos, se consideraron como un único ensayo para el diseño estadístico y el análisis de datos. El clima en este sitio es templado húmedo, con una temperatura media anual de 16,5°C y precipitaciones que ocurren principalmente en otoño y primavera (Hall et al., 1992), con una precipitación media anual de 971 mm para el período 1910-2010 (Agroclimatological Base de datos de red, INTA; http://climayagua.inta.gob.ar/). El suelo en el sitio de estudio es predominantemente Typic Argiudoll (USDA Soil Taxonomy) de la serie Pergamino con un horizonte franco limoso A sin fase erosionada (pendiente <0,3%). El diseño experimental se basó en un diseño factorial unidireccional con tres repeticiones. El experimento consistió en tres tratamientos con tres repeticiones de cada uno, totalizando nueve parcelas. Los tratamientos fueron: 1) manejo agroecológico (AE), 2) manejo convencional con cultivos de cobertura (CC), 3) manejo convencional sin cultivos de cobertura (control). Las parcelas agroecológicas se manejaron sin el uso de insumos sintéticos externos, como herbicidas, pesticidas, fertilización mineral o cultivos genéticamente modificados. Las parcelas se sembraron con la secuencia soja/maíz (*Glycine max* L./*Zea mays* L.) como cultivos comerciales, en rotación con trigo (*Triticum aestivum*) y vicia (*Vicia sativa* L.) como cultivos de cobertura, siendo los cultivos sembrados mediante labranza reducida. Estas parcelas incluyeron la presencia de ganado para adicionar estiércol de ganado al suelo. El control de malezas se realizó utilizando métodos mecánicos, tales como arado de cincel y la destrucción de cultivos de cobertura mediante rastra de disco, incorporando los residuos vegetales al suelo. Las parcelas convencionales se manejaron con la aplicación de herbicidas, fertilizantes minerales y pesticidas, y el uso de cultivos genéticamente modificados. Estas parcelas también se sembraron con la secuencia soja/maíz como cultivos comerciales, siendo los cultivos sembrados bajo siembra directa. El maíz fue fertilizado durante la siembra con superfosfato de calcio (150 kg ha^{-1}) y entre V5-V6 con 32 kg N ha^{-1}. Las especies utilizadas como cultivos de cobertura en el tratamiento CC fueron: avena (*Avena sativa* L.), vicia (*Vicia sativa* L.) y nabo forrajero (*Raphanus sativus* L.), sembradas como una mezcla de especies (avena, vicia y nabo forrajero). En el tratamiento con CC, los cultivos de cobertura fueron secados utilizando glifosato y sus residuos se dejaron en la superficie sin incluir al suelo.

Muestreo de suelo

El muestreo de suelo se realizó en precosecha de soja y maíz en 2016 y 2017, según un estudio previo (Restovich et al., 2012). Seis muestras de suelo compuestas se recogieron por parcela desde el horizonte A, a una profundidad de 10 cm, en seis estaciones de muestreo. Las muestras se pasaron a través de un tamiz de 2 mm y se almacenaron a 4ºC hasta el su análisis. Una submuestra de 20 g de cada muestra se almacenó a -20ºC para el análisis molecular.

Actividades enzimáticas del suelo

La actividad microbiana se estimó por hidrólisis de la actividad del diacetato de fluoresceína (FDA), de acuerdo con Adam y Duncan (2001). Se colocaron 2 g de suelo y 15 ml de buffer fosfato de potasio 60 mM, pH 7,6, en un erlenmeyer de 50 ml. Se añadió sustrato (FDA, 1000 mg ml^{-1}) para comenzar la reacción. Los erlenmeyer se colocaron en una incubadora orbital a 30ºC y 100 rpm durante 20 min. Una vez retirado de la incubadora, se añadieron inmediatamente 15 ml de cloroformo / metanol (2: 1 v / v) para finalizar la reacción. El contenido de los erlenmeyer se centrifugó luego a 2000 rpm durante 5 minutos. El sobrenadante se filtró y se analizó a 490 nm usando un espectrofotómetro.

La fosfatasa ácida (FA) se analizó utilizando 1 g de suelo, 4 ml de buffer universal 0,1 M (pH 6,5) y 1 ml de fosfato p-nitrofenílico 25 mM (Tabatabai y Bremner, 1969). Después de la incubación a 37 ± 1 ºC durante 1 h, la reacción enzimática se detuvo mediante la adición de 4 ml de NaOH 0,5 M y 1 ml de $CaCl_2$ 0,5 M para evitar la dispersión de sustancias húmicas. La absorbancia se midió en el sobrenadante a 400 nm.

Biomasa y respiración microbiana

El carbono de biomasa microbiana (CBM) se determinó usando la técnica de inoculación-fumigación con cloroformo de acuerdo con Jenkinson y Powlson (1976). La respiración microbiana del suelo se determinó como carbono potencialmente mineralizable (respiración CO_2-C) según Alef (1995). La cantidad de CO_2 liberado se midió a partir de muestras de suelo tratadas con cloroformo y sin tratar (aproximadamente 20 g).

Abundancia de genes fúngicos y bacterianos

El ADN se extrajo de 0,5 g de suelo. La extracción se realizó con el suelo NucleoSpin® Soil Kit para el suelo (Macherey-Nagel) usando el protocolo del fabricante. El rendimiento y la pureza del ADN se midieron usando un fluoroespectrómetro de microvolumen (NanoDrop Technologies, Delaware). Se determinaron los números de copias del gen ARNr 16S bacteriano (conjunto de cebadores 338F / 518R) (Fierer et al., 2005) y números de copias del gen 18S ARNr (conjunto de cebadores NS1-F / Fung R) (May et al., 2001) siguiendo el protocolo de Liu et al. (2009). La amplificación por PCR se cuantificó en un Line-Gene 9600 Plus mediante monitorización fluorométrica con una mezcla maestra Power SYBR Green PCR (Applied Biosystems). La reacción se realizó en un volumen de 25 µl que contenía 10 ng de ADN, 0,2 mg ml-1 de BSA, 0,2 µM de cada cebador y 12,5 µl de premezcla SYBR EX TaqTM (Takara Shuzo, Shiga, Japón). Las curvas estándar se construyeron por separado para bacterias y hongos usando plásmidos de genes de ARNr clonados (Takara). También se incluyeron controles de ADN positivo (agua ultrapura) y positivo (Pseudomonas aeruginosa, dilución en serie de 10 veces). El número de copias de los estándares se calculó a partir de la concentración de ADN de plásmido extraído.

Análisis estadístico

Los análisis estadísticos se llevaron a cabo mediante el empleo del programa InfoStat (Di Rienzo et al 2015). Las variables se estudiaron mediante análisis de varianza (ANOVA) para probar las diferencias entre parámetros microbianos empleando el test de Fisher (LSD) (p<0.05).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Actividades enzimáticas del suelo

Se observaron diferencias interesantes en las actividades enzimáticas del suelo entre los diferentes sistemas agrícolas (Tabla 1). Con respecto a la hidrólisis de FDA, el tratamiento CC mostró el valor más alto, siendo 63,2% y 12,1% mayor que el AE y el control, respectivamente; AE presentó el valor más bajo para esta variable. En cuanto a los valores de AP, el tratamiento control mostró la actividad enzimática más baja, siendo 8,3% y 14,2% más bajos que AE y CC, respectivamente.

La actividad microbiana general del suelo, determinada por la hidrólisis de la FDA, se redujo significativamente por el manejo agroecológico en este trabajo. Esto sugiere que la diversificación de cultivos y el estiércol del ganado no proporcionaron suficientes fuentes de energía para apoyar la actividad microbiana en AE en comparación con el manejo convencional. Los microorganismos sintetizan enzimas extracelulares que descomponen la materia orgánica para obtener carbono (Hargreaves & Hofmockel, 2014). Por lo tanto, el uso de labranza reducida y su efecto perjudicial sobre la materia orgánica podría haber contribuido a la reducción de las fuentes de energía en las parcelas AE, promoviendo una reducción en la actividad microbiana general. Al contrario de los resultados de FDA, la actividad FA se incrementó por el manejo agroecológico y convencional con cultivos de cobertura en nuestro estudio. De acuerdo con esto, Marinari et al. (2006) estudiaron el efecto de siete años de manejo orgánico en la fertilidad del suelo y encontraron una mayor actividad FA y un mayor contenido de fósforo disponible en comparación con el manejo convencional, a pesar del uso de labranza reducida. Dado que diferentes especies de plantas estimulan el crecimiento de diferentes especies de microorganismos (el Zahar Haichar et al., 2014), el uso de cultivos de cobertura probablemente promovió una mayor diversidad de funciones microbianas, estimulando la actividad FA en parcelas bajo cultivos de cobertura. Este efecto se observó en parcelas agroecológicas a pesar de la falta de fertilizantes sintéticos y el uso de métodos de labranza reducida.

Tabla 1. Valores medios ± errores estándar para la hidrólisis de fluoresceína de diacetato (FDA), fosfatasa ácida (AP), respiración microbiana, carbono de biomasa microbiana (MBC) y qCO_2, medidos en 2016 y 2017 con tres sistemas de manejo diferentes: Agroecológico (AE), convencional con cultivos de cobertura (CC), convencional sin cultivos de cobertura (control). Letras diferentes indican valores significativamente diferentes (p <0,05).

Tratamientos	FDA (ug FDA g^{-1} h^{-1})	FA (ug p-nitrofenil g^{-1} h^{-1})	Respiración (mg g^{-1})	CBM (mg g^{-1})	qCO_2
AE	74,13±2,55 c	649,81±21,21 a	0,43±0,03 a	0,47±0,02 a	1,14±0,54 b
CC	121,03±2,55 a	684,63±21,21 a	0,43±0,03 a	0,29±0,02 b	2,21±0,54 a
control	108 ,00±2,55 b	599,58±21,21 b	0,41±0,03 a	0,26±0,02 b	3,17±0,54 a
Valor p	<0,0001	0,0230	0,9169	0,0073	<0,0001

Componentes del cociente metabólico

Los valores de respiración microbiana no mostraron diferencias significativas entre los tratamientos (Tabla 1). Por el contrario, el CBM estuvo claramente influenciado por el manejo agroecológico, con un tratamiento AE del 62,1% y 80,7% mayor que CC y el control, respectivamente. El cociente metabólico, calculado como la relación entre la respiración microbiana y CBM, mostró el valor más bajo con AE, siendo 93,8% y 178,1% más bajo que CC y control, respectivamente.

En este sentido, Masciandaro et al. (1998) demostraron que un qCO_2 más bajo refleja condiciones biofísicas mejoradas del suelo, mientras que un qCO_2 alto indica degradación de suelo bajo uso agrícola intensivo. Por lo tanto, considerando los altos valores de qCO_2 reportados en los tratamientos CC y control, nuestros resultados indican una menor eficiencia metabólica de las comunidades microbianas del suelo con el manejo convencional en comparación con el manejo agroecológico. De acuerdo con nuestros resultados, Fließbach et al. (2007) compararon el manejo orgánico y convencional y encontraron que la respiración microbiana no variaba entre sistemas agrícolas, pero qCO_2 era significativamente más alta en suelos convencionales en comparación con suelos orgánicos, lo que sugiere un mayor requerimiento de mantenimiento de biomasa microbiana en suelos de sistemas convencionales. Probablemente, el mayor suministro de nutrientes de los fertilizantes sintéticos en las parcelas convencionales en nuestro estudio promovió una mayor actividad microbiana, pero con una baja eficiencia de uso de los compuestos de carbono que estaban mal fijados por la biomasa microbiana.

Composición y abundancia de comunidades fúngicas y bacterianas

El análisis PCR cuantitativo no mostró una variación significativa entre los tratamientos en la composición y abundancia de las comunidades fúngicas y bacterianas (Fig. 1). El valor medio de copias bacterianas varió entre 1,2 E+17 (AE) y 1,7 E + 17 (control) copias del gen 16S ADNr g^{-1}. El valor medio de copias fúngicas varió entre 1,5 E+09 (control) y 3,7 E+09 (AE) copias del gen 18S ADNr g^{-1}. La relación de H:B (Fig. 1 - C) fue menor en el tratamiento control en comparación con los demás tratamientos, siendo el control 20,1% y 58,3% menor que CC y AE, respectivamente.

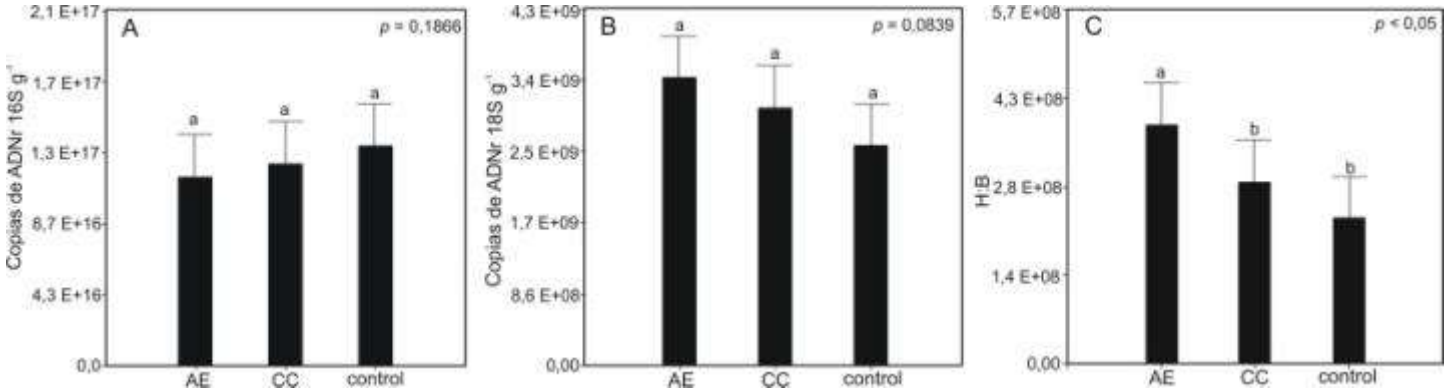


Fig. 1. Valores medios de ADN bacteriano (16S) (A) y fúngico (18S) (B) número de copias g-1 y de hongos: índice bacteriano (F: B) (C), medido en 2016 y 2017 con tres administraciones diferentes sistemas: Agroecológico (AE), convencional con cultivos de cobertura (CC), convencional sin cultivos de cobertura (control). Las letras diferentes indican valores que son significativamente diferentes (p <0.05). Las barras de error indican ± un error estándar.

Es destacable que las parcelas agroecológicas presentaron una abundancia similar de copias de ADNr fúngico y bacteriano en comparación con el manejo convencional a pesar del consumo de residuos de cultivos por parte del ganado y la falta de fertilizantes sintéticos externos en el tratamiento AE. En este sentido, se ha informado que los fertilizantes sintéticos estimulan el crecimiento de hongos mientras inhibe el de las bacterias (Demoling et al., 2007), aunque también se ha demostrado que la biomasa bacteriana aumenta con la fertilización (Högberg et al., 2003). Además, se sabe que las comunidades fúngicas son sensibles a la alteración del suelo causada por la labranza (Helgason et al., 2010). Sin embargo, nuestros resultados sugieren que las fuentes de energía proporcionadas en parcelas AE por diversificación de cultivos y estiércol de ganado junto con una alta eficiencia metabólica, fueron suficientes para mantener la misma abundancia de comunidades bacterianas y fúngicas observadas con manejo convencional utilizando fertilizantes sintéticos y labranza cero. Las parcelas agroecológicas también mostraron un aumento significativo en la relación H:B en comparación con los otros tratamientos. En este sentido, se sugiere que una relación H:B más alta es indicativa de un agroecosistema más sustentable, en el que la descomposición de la materia orgánica y la mineralización del nitrógeno dominan la provisión de nutrientes vegetales para el crecimiento del cultivo (De Vries et al., 2006). En relación con esto, existe un consenso general en la literatura de que los hongos son capaces de degradar la lignina y las bacterias no, y que los hongos también dominan la descomposición de la celulosa y la hemicelulosa, que son componentes importantes de la materia orgánica (Strickland y Rousk, 2010). Por lo tanto, nuestros resultados sugieren que el manejo agroecológico puede estar relacionado con una mayor capacidad para degradar compuestos orgánicos altamente complejos por comunidades microbianas del suelo en relación con el manejo convencional.

CONCLUSIONES

Este estudio demuestra la respuesta de las comunidades microbianas del suelo a la adopción del manejo agroecológico en la producción de cultivos extensivos. Nuestros resultados sugieren que el manejo agroecológico se caracteriza por el dominio de hongos en las comunidades microbianas del suelo y una mayor eficiencia metabólica microbiana en comparación con un sistema de manejo convencional. Estas características demuestran un uso más eficiente de los sustratos de carbono en los sistemas agroecológicos, lo que podría contrarrestar el efecto negativo de la falta de fertilización sintética y la reducción de la labranza a largo plazo. A pesar de la falta de fertilización sintética y la consecuente reducción en la actividad enzimática microbiana general, el manejo agroecológico no afectó negativamente la abundancia de hongos y bacterias del suelo y aumentó la eficiencia metabólica. Esto demuestra que las herramientas agrícolas sustentables se pueden adoptar de manera efectiva para preservar la calidad de los suelos agrícolas.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) por la beca doctoral de D. Chavarria y financiamiento recibido para el desarrollo de este trabajo (PIP Nº 11220150100061CO). Este trabajo fue financiado también por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) a través de los proyectos de investigación PNSUELO 1134043 y CIAC 940140; y también a la Secretaría de Ciencia y Tecnología de la Universidad Nacional de Córdoba (SECyT-UNC).

BIBLIOGRAFÍA

- Adam, G. & H. Duncan. 2001. Development of a sensitive and rapid method for the measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils. Soil Biol. Biochem. 33: 943-951.
- Alef, K. 1995. Soil respiration. In: Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. Alef, K., Nanninpieri, P. (Ed.), Academic Press. Harcourt Brace and Company publishers, London, pp. 214-219.
- Altieri, M.A.; F.R. Funes-Monzote & P. Petersen. 2012. Agroecologically efficient agricultural systems for smallholder farmers: contributions to food sovereignty. Agron. Sustain. Dev. 32(1): 1-13.
- Burton, J.; C. Chen, Z. Xu & H. Ghadiri. 2010. Soil microbial biomass, activity and community composition in adjacent native and plantation forests of subtropical Australia. J. Soils Sediments. 10: 1267-1277.
- Demoling, F.; D. Figueroa & E. Bååth. 2007. Camparison of factors limiting bacterial growth in different soils. Soil Biol. Biochem. 39: 2485-2495.
- De Vries, F.T.; E. Hoffland, N. van Eekeren, L. Brussaard & J. Bloem. 2006. Fungal/bacterial ratios in grasslands with contrasting nitrogen management. Soil Biol. Biochem. 38(8): 2092-2103.
- Di Rienzo, J.A.; F. Casanoves, M.G. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada & C. Robledo. 2015. InfoStat versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- el Zahar Haichar, F.; C. Santaella, T. Heulin & W. Achouak. 2014. Root exudates mediated interactions below ground, Soil Biol. Biochem. 77: 69-80.

- Faria, S.M. & A.A. Franco. 2002. Identificação de bactérias eficientes na fixação biológica de nitrogênio para espécies leguminosas arbóreas. (Ed.), Embrapa Agrobiologia- Documentos, Rio de Janeiro, pp. 158.
- Ferguson, B.G. & H. Morales. 2010. Latin American agroecologists build a powerful scientific and social movement. J. Sustain. Agric. 34: 339-341.
- Ferreira, E.P.; A. Wendland & A.D. Didonet. 2011. Microbial biomass and enzyme activity of a Cerrado Oxisol under agroecological production system. Bragantia. 70(4): 899-907.
- Fierer, N.; J.A. Jackson, R. Vilgalys & R.B. Jackson. 2005. Assessment of soil microbial community structure by use of taxon-specific quantitative PCR assays. Appl. Environ. Microbiol. 71(7): 4117-4120.
- Fließbach, A.; H.R. Oberholzer, L. Gunst & P. Mäder, 2007. Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. Agric. Ecosyst. Environ. 118(1): 273-284.
- Foley, J.A.; R. DeFries, G.P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S.R. Carpenter & J.H. Helkowski. 2005. Global consequences of land use. Science 309(5734): 570-574.
- Gianinazzi, S.; A. Gollotte, M.N. Binet, D. van Tuinen, D. Redecker & D. Wipf, 2010. Agroecology: the key role of arbuscular mycorrhizas in ecosystem services. Mycorrhiza 20(8): 519-530.
- Hall R.A.; C.M. Rebella, C.M. Ghersa & J.P. Culot 1992. Field-crop systems of the pampas. In: Field crops ecosystems; Pearson CJ (ed.). pp: 413-450. Elsevier, Amsterdam.
- Hargreaves S. & K. Hofmockel. 2014. Physiological shifts in the microbial community drive changes in enzyme activity in a perennial agroecosystem. Biogeochem. 117:67-79.
- Helgason, B.L.; F.L. Walley & J.J. Germida. 2010. No-till soil management increases microbial biomass and alters community profiles in soil aggregates. Appl. Soil Ecol. 46: 390–397.
- Högberg, M.N.; E. Bååth, A. Nordgren, K. Arnebrant & P. Högberg. 2003. Contrasting effects of nitrogen availability on plant carbon supply to mycorrhizal fungi and saprotrophs- a hypothesis based on field observations in boreal forests. New Phyt. 160: 225–238.
- Jenkinson, D.S. & D.S. Powlson. 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil-V: a method for measuring soil biomass. Soil Biol. Biochem. 8(3): 209-213.
- Marinari, S.; R. Mancinelli, E. Campiglia & S. Grego. 2006. Chemical and biological indicators of soil quality in organic and conventional farming systems in Central Italy. Ecol. Indic. 6(4): 701-711.
- Masciandaro, G.; B. Ceccanti & J.F. Gallardo-Lancho. 1998. Organic matter properties in cultivated versus set-aside arable soils. Agr. Ecosyst. Environ. 67: 267-274.
- May, L.A.; B. Smiley & M.G. Schmidt. 2001. Comparative denaturing gradient gel electrophoresis analysis of fungal communities associated with whole plant corn silage. Can. J. Microbiol. 47(9): 829-841.
- Restovich, S.B.; A. Andriulo & S. Portela. 2012. Introduction of cover crops in a maize–soybean rotation of the Humid Pampas: Effect on nitrogen and water dynamics. Field Crops Res. 128: 62-70.
- Singh, J.S. 2015. Microbes: the chief ecological engineers in reinstating equilibrium in degraded ecosystems. Agric. Ecosyst. Environ. 203: 80-82.
- Strickland, M.S. & J. Rousk. 2010. Considering fungal: bacterial dominance in soils-methods, controls, and ecosystem implications. Soil Biol. Biochem. 42(9):1385-1395.
- Tabatabai, M.A. & J.M. Bremner. 1969. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. Soil Biol. Biochem. 1(4): 301-307.

C2P7. LA INTENSIFICACION DE LAS ROTACIONES DE CULTIVOS MODIFICA LAS ACTIVIDADES ENZIMATICAS DEL SUELO

Covelli, J.M.; Gabbarini L.A.; Robledo, N.B. y Wall L.G.

Laboratorio de Biología del Suelo, Departamento de Ciencia y tecnología, Universidad Nacional de Quilmes.
julieta.covelli@gmail.com

El proyecto Chacra Pergamino de la Regional Pergamino-Colón de AAPRESID nació en 2011 con el objetivo de generar conocimiento sobre la salud del suelo en relación con la diversificación e intensificación de las rotaciones de cultivos (DIRC). En 2015 nuestro grupo se incorporó al proyecto para analizar los efectos de la DIRC sobre variables bioquímicas y biológicas del suelo. En este trabajo analizamos el efecto sobre perfiles enzimáticos del suelo. Partiendo de una historia agrícola de suso común el ensayo consistió en establecer cinco tratamientos definidos en base al al índice de intensificación de las rotaciones IIR como el tiempo relativo al año en que el suelo estuvo con cultivo vivo, variando el % y variedad de gramineas y leguminosas. Los IIR de las rotaciones variaron entre 0,43 y 1,00 y se denominaron: típica (menor IIR), Intermedia, Intermedia alta con Leguminosa, Intermedia alta con Gramínea y Pastura (mayor IIR). Los ensayos se replicaron en tres establecimientos, La Matilde, Las Matreras y San Nicolás de la Provincia de Buenos Aires. Las muestras de suelo se obtuvieron en dos profundidades (0 - 5 y 5 - 10 cm), durante 2015 y 2016 en mayo y diciembre. Para cada tratamiento se evaluó la actividad enzimática, de seis enzimas relacionadas a los ciclos de C, N, P y S mediante la utilización de sustratos unidos a un fluoroforo (Methylumbellifery MUB). Se estimaron las actividades de: Cellobiohidrolasa, □-Glicosidasa, Quitinasa, Fosfatasa, Estearasa, Sulfatasa. Al realizar el análisis de los perfiles enzimáticos, se observó una clara dinámica estacional y una evolución a lo largo del tiempo en función de la profundidad. La velocidad de cambio en 0-5 cm es mayor que la de 5-10 cm. Los perfiles enzimáticos de las muestras analizados en forma multivarial muestran una clara separación entre tratamientos. El análisis de similitud y MANOVA muestra diferencias significativas entre tratamientos. Al analizar las actividades enzimáticas en función del IIR encontramos que la Cellobiohidrolasa y la Quitinasa presentan una muy buena correlación y que la misma se verifica en un test de Pearson. Los resultados obtenidos permiten concluir que los perfiles enzimáticos constituyen una sensible herramienta de análisis que permite detectar variaciones en la salud del suelo en tiempos cortos. El análisis de estos resultados en función del IIR y de otras variables como productividad y otras propiedades biológicas y bioquímicas del suelo y la acumulación de datos en diferentes campos con historias de uso conocida deberían permitir en el tiempo generar valores de referencia que permitan configurar nuevos tipos de análisis de salud de suelo.

Palabras clave: IIR, enzimas, salud del suelo

C2P8. RIZOBIOS NATIVOS NODULANTES DE *MEDICAGO SATIVA* CON POTENCIAL BIOFERTILIZANTE

Di Barbaro, María Gabriela; Andrada, Horacio Enrique; Alurralde, Ana Lilia; Viale, Sixto Raúl y Batallán Morales, Silvana Rosa

Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Catamarca. Maestro Quiroga 23. Código Postal 4700. San Fernando del Valle de Catamarca.
gabydibarbaro@yahoo.com.ar

RESUMEN

En suelos de regiones áridas y semiáridas, el nitrógeno constituye uno de los elementos más críticos para la nutrición de las plantas. Esto hace imprescindible buscar mecanismos o herramientas que permita mejorar la nutrición de las especies de importancia económica, sin perjudicar el ambiente. Se sabe que numerosas especies de bacterias participan en el ciclo biogeoquímico del nitrógeno y promueven su movimiento a través del sistema suelo-planta, adquiriendo por ello gran relevancia en la nutrición vegetal. Existen numerosos antecedentes de la respuesta de la alfalfa a la inoculación con bacterias fijadoras simbióticas del nitrógeno atmosférico y este conocimiento cobra mayor envergadura en la producción orgánica de este cultivo. El objetivo del trabajo fue aislar bacterias fijadoras simbióticas del N_2 atmosférico en alfalfa cultivada en el Valle central de la provincia de Catamarca, para ser empleadas como potenciales biofertilizantes. En un lote de suelo franco arenoso con poca disponibilidad de nitrógeno y sin historia de inoculación en más de 40 años se realizó un muestreo aleatorio de plantas de 60 días de alfalfa (tipo RR) con nodulación espontánea. Se observó la presencia de nódulos y a partir de ellos se realizaron los aislamientos en medio de cultivo YEMA, incubándose a 28 °C y se determinó sus características culturales. Los resultados preliminares indican que en los estados fisiológicos iniciales de la leguminosa la existencia de nódulos, lo que manifiesta la presencia de rizobios nativos colonizadores de rizósfera y con alta competitividad en la infección. Las características culturales de los aislamientos obtenidos muestran la variabilidad de cepas nodulantes, se observaron colonias cremosas, fluidas, traslúcidas, rosadas, blancas, con tiempos de desarrollo entre las 24 y 48 horas, de crecimiento rápido. Conclusión: *Medicago sativa* puede nodular con rizobios nativos de la zona del Valle Central de la Provincia de Catamarca, dada su compatibilidad y adaptación ecológica y biológica, aspecto deseable en la futura selección de cepas. El conocimiento de estas relaciones simbióticas permitirá su integración con otras prácticas de producción y el desarrollo de técnicas de manejo ambientalmente seguras procurando maximizar la eficiencia productiva de los cultivos.

Palabras claves: Alfalfa, PGPR, Catamarca.

C2P9. RESPUESTA DE LA MICROBIOTA A LA APLICACIÓN DE BIOCHAR EN SUELOS CON DIFERENTES GRADOS DE DETERIORO EDÁFICO

Dominchin, María F.; Verdenelli, Romina A., Aoki, Antonio; Marín, Raúl H.; Vargas Gil, Silvina y Meriles, José M.

CONICET-Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (IMBIV – UNC); Instituto de Ciencia y Tecnología de los Alimentos (F.C.E.Fy Nat – UNC), Av. Vélez Sarsfield 1611, Córdoba, Argentina.
mfdominchin@imbiv.edu.ar

El uso intensivo de los suelos con fines agrícolas es un problema a nivel global. En Argentina se han identificado importantes deterioros en la matriz del suelo relacionados con la producción intensiva, tales como erosión, desertificación y reducción de la calidad del suelo, entre otros. El biochar es un material residual producido por la pirólisis de materia orgánica con la finalidad de ser utilizado como enmienda de suelos. En el presente estudio se evaluó el impacto de la aplicación de biochar elaborado a partir de excretas de codorniz sobre la actividad enzimática de las comunidades microbianas de suelo agrícola bajo un gradiente de deterioro edáfico. Para la elaboración del biochar, la materia prima fue secada al aire libre y posteriormente incubada a 500ºC en un ambiente bajo en O_2 y con corriente de N_2. Las muestras de suelo fueron colectadas de un establecimiento de producción agrícola ubicado a 25 Km al sur de la ciudad de Córdoba (31º 37´ S; 64º 17´ O). El suelo utilizado perteneció a un mismo tipo textural e incluyó 3 grados de uso: suelo prístino (S0), suelo bajo manejo sustentable (sistema de rotación maíz/soja y labranza reducida) (S1) y suelo bajo laboreo intenso (sin rotación de cultivos, labranza convencional) (S2). Así, los tratamientos fueron: S0 (suelo control), S1 (suelo con deterioro intermedio), S2 (suelo con alto grado de deterioro). Cada suelo fue tratado con 4 dosis de biochar (0%, 1%, 3% y 10%), por triplicado. La actividad enzimática de las comunidades microbianas se evaluó mediante la actividad hidrolizante del diacetato de fluoresceína (FDA), la actividad deshidrogenasa y el ensayo de enzimas con sustratos múltiples (MUF) en el que algunos derivados de 4-Metilumbelliferona (4-MU-β D Hidrato de glucuronido, 4-MU fosfato, 4-MU- β D Glucopiranoside y 4-MU- β D xilopiranoside) fueron utilizados como sustratos para la determinación de la actividad de β-glucuronidasa, fosfatasa, β-glucosidasa y β-xilosidasa, respectivamente. Se observó un incremento significativo de la actividad FDA en los suelos S1 y S2 tratados con dosis de 3 y 10% de biochar avícola. Por el contrario, en el suelo S0 (con elevada actividad FDA), la aplicación de biochar no exhibió efecto significativo en ninguna de las dosis de aplicación. Una respuesta inversa fue observada al evaluar la actividad deshidrogenasa. La mayor actividad de esta enzima fue detectada en el suelo S1, y con las dosis más bajas de biochar (0% y 1%). Finalmente, las enzimas MUF también fueron afectadas por el tipo de suelo y por la dosis de aplicación de biochar. La actividad más alta de todas las enzimas MUF fue siempre detectada en S0. Sin embargo, la dosis de biochar afectó de manera diferencial la actividad de cada enzima en particular. Los valores más altos de β-glucuronidasa y β-glucosidasa fueron registrados con la aplicación del biochar al 1%. En conclusión, este trabajo demuestra que la aplicación de diferentes dosis de biochar puede alterar la funcionalidad de las comunidades microbianas, teniendo un efecto más pronunciado en suelos con mayor grado de deterioro edáfico.

Palabras clave: actividad deshidrogenasa, FDA, enzimas MUF

C2P10. AISLAMIENTO DE ADN PARA ANÁLISIS MOLECULAR DE COMUNIDADES MICROBIANAS A PARTIR DE SUELOS PATAGÓNICOS

El Mujtar, Verónica A.[1]; Prack McCormick, Bárbara P.[2-3-4]; Cardozo, Andrea[5]; De Grazia Javier[2] y Tittonell, Pablo A.[1-4]

[1]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) EEA-Bariloche.
[2]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Lomas de Zamora.
[3]Instituto de Investigación sobre Producción Agropecuaria, Ambiente y Salud (IIPAS).
[4]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).
[5]Agencia de Extensión Rural El Bolsón, INTA.
elmujtar.veronica@inta.gob.ar

RESUMEN

Las comunidades microbianas edáficas tienen un rol clave en los procesos biológicos del suelo y aseguran la provisión de servicios ecosistémicos. Estas comunidades conforman un sistema altamente complejo de microorganismos que presenta variabilidad natural en relación a las condiciones ambientales en que se desarrolla. La completa caracterización de las comunidades bacterianas edáficas, su variación natural y/o por causas de origen antrópico requiere la implementación de metodologías independientes de cultivo. Entre estas destacan las metodologías moleculares (basadas en ácidos nucleicos), tales como la secuenciación metagenómica o las tecnologías basadas en *fingerprint* (ej. DGGE, T-RFLP). El éxito de su implementación, sin embargo, depende fuertemente del método de extracción de ADN aplicado. Si bien existen numerosos kits comerciales (de alto costo), su eficiencia en algunos casos ha fallado o requerido un ajuste en función de la composición del suelo (ej. para eliminación de compuestos húmicos). Por tal motivo, el objetivo de este trabajo fue desarrollar un método económico de extracción de ADN, aplicable a suelos con alto contenido de materia orgánica y alofanos de la región Patagonia norte, que asegure la obtención de ADN de calidad adecuada para su utilización en la caracterización molecular de la biodiversidad edáfica. Para ello cinco métodos, previamente reportados, que varían en las etapas de solubilización de la muestra, ruptura celular, extracción y purificación de ADN, y un método propio fueron ensayaron en suelos de la región. La calidad del ADN obtenido por estos métodos se comparó con la del kit comercial *FastDNA Spin Kit for Soil* (MP), en base a: i) integridad del ADN (electroforesis en agarosa 0.8%), ii) rendimiento (µg ADN/gr suelo) y iii) presencia de contaminantes (relaciones de absorbancia A260/A280, A260/A230). El método propio permitió la extracción de ADN integro, con un rendimiento promedio de 13,5 µg/gr de suelo, y relaciones de absorbancia promedio de 1,88 y 2,18 para A260/A280 y A260/A230 respectivamente. Si bien el rendimiento fue inferior al obtenido con el kit comercial (39 µg/gr suelo), este último muestra mayor presencia de contaminantes (A260/A280=1,47 y A260/A230=0,24). Los restantes métodos no fueron eficientes para obtener ADN de buena calidad (ej. alta presencia de contaminantes, bajos rendimientos, degradación de ADN). La presencia de contaminantes en las extracciones del kit comercial se evidenció también en la amplificación del gen bacteriano 16S mediante PCR, con bajo número de muestras amplificadas en comparación con el método propio. El uso de BSA mejoraría la amplificación por PCR (bloqueo de contaminantes) en ambos métodos. La extracción de ADN del método propio fue adecuada para el análisis de diversidad por T-RFLP, que combina amplificación por PCR y digestión con enzimas de restricción. Esta metodología molecular está siendo actualmente utilizada en el estudio del impacto del manejo del suelo en la biodiversidad edáfica considerando tres tipos de manejo en cultivo de frambuesa (*Rubus idaeus Var. Autumn Bliss*) de productores de Camino de los Nogales, El Bolsón.

Palabras claves: biodiversidad edáfica, suelos patagónicos, PCR T-RFLP

C2P11. ANÁLISIS PRELIMINAR DE COMUNIDADES DE HONGOS MICORRÍCICOS ARBUSCULARES EN RIZOSFERAS DE *CYNARA CARDUNCULUS*

Fernández Di Pardo, Agustina[1]; Mancini, Micaela[1,2]; Cravero, Vanina[1,3] y Gil-Cardeza, María Lourdes[1,3]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias – UNR
[2] Consejo de Investigación de la UNR (CIUNR)
[3] Instituto de Investigaciones en Ciencias Agrarias de Rosario (IICAR-CONICET)
afernandez@agro.uba.ar

El cardo (*Cynara cardunculus* L.) es una especie perenne, perteneciente a la familia de las compuestas (Asteraceae). Una de sus principales aplicaciones es la obtención de bioenergía a partir de su biomasa. Presenta un ciclo de cultivo anual y gran capacidad de adaptación a tierras marginales de nuestro país por lo que podría ocupar áreas semidesérticas sin necesidad de compartir superficies con cultivos tradicionales. Además, su rusticidad le permitiría ser cultivado sin uso de agroquímicos, posibilitando su implantación en zonas periurbanas. Los cardos pueden asociarse a hongos micorrícicos arbusculares (HMA), los cuales pueden actuar como promotores de crecimiento de la planta, favoreciendo la absorción de nutrientes del suelo y aumentando así la biomasa de la misma. A su vez, aumentan la tolerancia a estrés biótico y abiótico de la planta. Este trabajo tuvo como objetivo iniciar el estudio de las comunidades de HMA asociadas a rizosferas de *C. cardunculus* var. *sylvestris* (cardo silvestre, S) *y C. cardunculus* var. *altilis* (cardo comestible, C), crecidas en 2 tipos de suelos, bajo salino (B) y hortícola (H). Para ello, se tomaron muestras de raíces de ambas variedades de cardo de 1 año de crecimientoy de sus respectivos suelos rizosféricos (suelo adherido a las raíces y por debajo del área de canopeo) (n=5). Se realizaron determinaciones físico-químicas a los suelos rizosféricos: contenido de fósforo extraíble (PE), contenido de nitratos (NO_3^-), porcentaje de materia orgánica (%MO) y de carbono orgánico (%CO), pH y conductividad eléctrica (CE). La comunidad de HMA se evaluó mediante el conteo y la caracterización morfológica preliminar de las esporas en los suelos rizosféricos y el porcentaje de micorrización en raíces teñidas con azul de algodón. Los resultados se analizaron estadísticamente con el programa Infostat. El %MO, el %CO y la CE fue mayor en los suelos B ($p < 0.05$). No se observan diferencias significativas en el resto de los parámetros (PE, N y pH). El mayor número de morfotipos se observó en la rizosfera HC (9,0 ± 0,7) mientras que el menor número se observó en BS (6 ± 0,7). En todas las rizosferas se observaron esporas pertenecientes a la familia Glomeraceae, mientras que en H también aparecieron géneros de las familias Acaulosporaceae y Gigasporaceae. El número de esporas por gramo de suelo seco fue mayor en las rizosferas HC (26,6 ± 2,7) y BS (24,0 ± 3,9) en comparación con el número obtenido en las rizosferas BC y HS (15,3 ± 3,2 y 7,5 ± 4,2, respectivamente). Cabe destacar que existen diferencias significativas en el número de esporas en la rizosfera de las dos variedades de cardo, independientemente del tipo de suelo. No se observaron diferencias significativas en el porcentaje de micorrización pero sí en el contenido de arbúsculos, siendo mayor en las raíces de los suelos H. Se concluye que existen diferencias entre las comunidades de HMA de cada tipo de suelo. Es necesario profundizar el estudio del establecimiento de la simbiosis en suelos degradados con el fin de poder mejorar sus condiciones.

Palabras claves: micorrizas; cardo comestibles; cardo silvestre.

C2P12. EVALUACIÓN DE ALTERNATIVAS AL MONOCULTIVO DE SOJA A TRAVÉS DE LA DIVERSIDAD DE HONGOS MICORRICICOS ARBUSCULARES

Fernandez-Gnecco, Gabriela A.[1,3]; Barbieri, Pablo A.[1, 2]; Consolo, V. Fabiana[2,3] y Covacevich, Fernanda[1, 2, 3]

[1] Unidad Integrada Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Mar del Plata y Estación Experimental Agropecuaria Balcarce - Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Ruta 226 Km 73.5, Código Postal 7620, Balcarce, Buenos Aires, Argentina.
[2] Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas.
[3] Instituto de Investigaciones en Biodiversidad y Biotecnología - Fundación para Investigaciones Biológicas Aplicadas. Vieytes 3103, Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.
covacevich.fernanda@inta.gob.ar

RESUMEN

En Argentina, tercer exportador mundial de soja, se encuentra generalizado el monocultivo bajo siembra directa con bajo aporte de residuos y fertilización de reposición con macronutrientes. Este manejo podría atentar contra la diversidad microbiológica que puede cumplir roles en el ciclado de nutrientes y productividad vegetal e incrementar la degradación del recurso suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la incorporación de alternativas de manejo al monocultivo de soja sobre la diversidad de los hongos micorrícicos arbusculares (HMA), grupo microbiano que se asocia simbióticamente a las raíces y cumple roles en el ciclado de nutrientes, la promoción y sanidad vegetal de las plantas hospedadoras, así como en el mantenimiento de la estabilidad del suelo. Se recolectaron muestras de suelo rizosférico en tres momentos: invierno (suelo desnudo), verano (estado reproductivo de la soja) y otoño (madurez fisiológica de la soja). El suelo corresponde a un Argiudol Típico, franco, <2% de pendiente y 5,3% de materia orgánica, perteneciente a un ensayo de larga duración (>10 años, EEA-INTA Balcarce), e incluyó los siguientes sistemas de cultivos: monocultivo de soja, secuencia rotación trigo/maíz/soja e inclusión de avena como cultivo de cobertura (-CC- con y sin fertilización con nitrógeno) previo al cultivo de soja. A partir del ADN genómico total extraído de muestras de suelo, se amplificaron fragmentos de la región 28S DNAr utilizando cebadores específicos para *Glomus* (género más abundante de los HMA). Se evaluó la diversidad genética mediante análisis de patrones de bandas generados en geles de electroforesis no desnaturalizantes utilizando la estrategia de Polimorfismo Conformacional de Cadena Simple (SSCP). Se secuenciaron 15 bandas extraídas del gel SSCP, las que mostraron elevada similitud con el género *Glomus*, confirmando la identidad genética de algunos HMA nativos del área de estudio y corroborando la confiabilidad de la técnica. Mediante el análisis del patrón de bandas obtenido, se determinó un mayor índice de diversidad (índice de Simpson) genética de los HMA del género *Glomus* en los sistemas con inclusión de rotaciones seguidos por el de cultivo de cobertura, mientras que el menor fue determinado en muestras provenientes de monocultivo de soja. Mediante el análisis de un dendograma de similitud (NTSYS-pc software 2:10 con agrupamiento UPGMA) se pudo determinar que cada sistema evidenció un patrón de diversidad de especies que se mantuvo entre estaciones y momentos fenológicos de muestreo. Además, se obtuvo agrupamiento por sistema de cultivo, a excepción del tratamiento en el que se encontraba maíz al momento de muestreo. Esto último, sumado a que dicho tratamiento evidenció un aumento en su índice de diversidad, puede deberse a que esta especie vegetal es fácilmente micorrizable y podría contribuir a una mayor diversidad de HMA. Estos resultados evidencian que la rotación de cultivos y la incorporación de CC como alternativas al monocultivo de soja, pueden contribuir al mantenimiento de la diversidad de HMA más que los sistemas de monocultivo intensivo. Futuros estudios profundizarán la identificación de este grupo microbiano, entre otros, como posibles indicadores biológicos de manejos sustentables de producción de cultivos.

Palabras claves: hongos, rotación, suelo

C2P13. EL ANÁLISIS DE LÍPIDOS DEL SUELO PERMITE DIFERENCIAR SUELOS CON DIFERENTE INTENSIDAD DE ROTACIÓN DE CULTIVOS

A.E. Ferrari *, J. Covelli y L.G. Wall

Laboratorio de Biología del Suelo, Departamento de Ciencia y tecnología, Universidad Nacional de Quilmes
alejandroeferrari@gmail.com

RESUMEN:

La diversidad microbiana del suelo es un reconocido indicador de calidad del suelo. Uno de los pocos métodos de estudio de las comunidades microbianas que no dependen del cultivo de los microorganismos, es el análisis de lípidos saponificables del suelo, que permite una caracterización bioquímica que va más allá de las comunidades microbianas e incluye también la caracterización de la materia orgánica en descomposición. El estudio se realizó en tres campos agrícolas del Programa Chacra de la Regional Pergamino-Colón de AAPRESID, y se tomaron muestras en Mayo y Diciembre. Las muestras de suelo fueron saponificadas y los lípidos derivatizados en esteres metílicos de ácidos grasos, y separados e identificados por cromatografía gaseosa según el protocolo MIDI. Los tratamientos agrícolas fueron sistemas con distinta intensidad de rotación de cultivos, partiendo de una rotación típica trigo/soja-maiz-soja, con el agregado de otras gramíneas, sorgo, cebada y otras leguminosas como arveja y vicia. Los distintos manejos agrícolas fueron caracterizados por la diversidad de cultivos y por un índice de intensificación de rotación (IIR), que indica el tiempo en que el campo estuvo ocupado por cultivos. Los perfiles de ácidos grasos permitieron discriminar los suelos con diferentes IIR luego de cuatro años de cambio de manejo. Los perfiles lipídicos de las rotaciones de alta intensificación, se parecieron mas a la pastura (IIR=1). Estas rotaciones altas estuvieron asociadas a un ácido graso (*16:1w5c*) que es considerado universalmente como marcador de micorrizas arbusculares. Los resultados obtenidos abren la posibilidad de buscar marcadores de salud de suelo asociados a la intensificación y diversificación en la rotación de cultivos. La continuidad del estudio y la complementación con los datos de rendimiento y otras variables de calidad de suelo permitirán construir nuevos modelos de funcionamiento de los suelos agrícolas cuyos manejos podrán ser monitoreados por técnicas de alta sensibilidad.

Palabras claves: indicadores biológicos, manejo agrícola, ácidos grasos

INTRODUCCIÓN

Las comunidades microbianas del suelo afectan los ciclos biogeoquímicos y el reciclado de materia orgánica (Zelles, 1999), y su composición y actividad son afectadas por el manejo agrícola (Figuerola *et al.*, 2012; Rodrigues *et al*, 2013).

Argentina es el tercer productor mundial de soja bajo siembra directa, con una producción creciente en los últimos 30 años (Meriles *et al*, 2009). El cultivo de soja bajo siembra directa y en combinación con rotación de los cultivos mejora las propiedades físicas del suelo, reduciendo el riesgo de erosión (Derpsch *et al.*, 2010).

Las comunidades microbianas pueden ser estudiadas mediante análisis de lípidos, que es una de las pocas técnicas que no dependen del cultivo de microorganismos, permitiendo una caracterización bioquímica de suelos bajo distintos manejos agrícolas (Ferrari *et al.*, 2014; Brennan & Acosta Martínez, 2017). Para esta aplicación, la técnica de análisis más utilizada es la determinación de lípidos totales, también llamada técnica FAME (*fatty acid methyl esters*), MIDI o WCFA (*whole cell fatty acids*), donde se extraen lípidos tanto de organismos vivos como los que forman parte de la materia orgánica del suelo.

La asociación entre la Universidad Nacional de Quilmes y Aapresid (proyecto Chacra Pergamino) pretende hallar indicadores biológicos del suelo que den una respuesta temprana a los cambios de manejo agrícola, y que puedan ser utilizados junto con otros indicadores, para establecer un valor económico a las prestaciones ecosistémicas del suelo en el manejo agrícola. Es decir, aquellos tratamientos o rotaciones que mejoren la calidad físicas y bioquímicas del suelo podrán ser reconocidos como manejos conservacionistas, que promueven la productividad sobre la base de la salud del suelo.

El objetivo de este trabajo es entonces, caracterizar mediante análisis de lípidos manejos agrícolas bajo siembra directa con distinta intensidad de rotación o diversidad de cultivos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se trabajó en 3 establecimientos agrícolas en la zona de Pergamino (campos Las Matreras, La Matilde y San Nicolás.

En cada establecimiento se practicaban 4 tipos diferentes de rotaciones agrícolas junto con una pastura (mezcla de gramíneas y leguminosas) tomada con tratamiento de referencia. Todos los tratamientos agrícolas fueron bajo siembra directa. Para cada tratamiento, se obtuvieron 5 réplicas, tomando puntos georreferenciados con barrenos formando una muestra compuesta (20-30 piques) de suelo en la profundidad 0-5 cm (Mayo y Diciembre de 2016)Las rotaciones se caracterizaron por un índice de intensidad de rotación (IIR) que indica la diversificación de cultivos a lo largo de las campañas agrícolas. Según el IIR creciente, se tienen las llamadas rotaciones típicas (de baja diversificación), las rotaciones intermedias y las rotaciones de alta diversificación, con incorporación de leguminosas o de gramíneas (tabla 1).

Las rotaciones típicas son rotaciones maíz-soja con trigo en algunos inviernos. Las rotaciones altas incluyen leguminosas como arveja o vicia, o gramíneas como sorgo o cebada.

Las muestras obtenidas fueron almacenadas y transportadas en conservadoras hasta su llegada al laboratorio, donde fueron liofilizadas y molidas bajo nitrógeno líquido, y procesadas según el protocolo MIDI (Sasser, 1990), técnica descripta en Ferrari *et al*. (2014) y consistente en cuatro etapas: saponificación directa, metilación, extracción de los esteres metílicos de ácidos grasos (*FAMEs*, en ingles) y lavado alcalino. Los FAMEs fueron analizados por cromatografía gaseosa utilizando el protocolo de identificación MIDI.

Los tratamientos agrícolas fueron comparados mediante el método multivariado de Análisis Discriminante (AD), utilizando el software InfoStat.

Tabla 1. Descripción de las rotaciones agrícolas empleadas en los distintos campos del proyecto Chacra Pergamino

Campo	Rotación	nomenclatura	IIR [a]	% gram [b]
Las Matreras	Pastura	Pastura	1,00	50
	Trigo/soja-maíz-soja	Típica	0,43	50
	Maíz-trigo/soja	Intermedia	0,43	66,67
	Arveja/soja-trigo/maíz	Alta con leguminosas	0,54	50
	Sorgo-trigo/maíz	Alta con gramíneas	0,50	100
San Nicolás	Pastura	Pastura	1,00	50
	Trigo/soja-maíz-soja	Típica	0,43	50
	Arveja/maíz-trigo/soja	Intermedia	0,87	50
	Trigo/soja-vicia/maíz	Alta con leguminosas	0,71	50
	Cebada/sorgo-trigo/maíz	Alta con gramíneas	0,66	100
La Matilde	Pastura	Pastura	1,00	50
	Arveja/maíz-sorgo	Típica	0,51	66,67
	Arveja/maíz-trigo/soja	Intermedia	0,68	50

	Trigo/sorgo-vicia/maíz	Alta con leguminosas	0,68	75
	Trigo/soja-vicia/maíz	Alta con gramíneas	0,69	75

a: índice de Intensificación de Rotaciones (tiempo entre emergencia y madurez fisiológica)
b:: porcentaje de gramíneas en la rotación

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Muestreo de Mayo

En los tres sitios, la pastura se separó nítidamente de los otros tratamientos agrícolas (figura 1), con una alta asociación con ácidos grasos de cadena lineal, como *16:0* y *18:0*. Solo en La Matilde se observó una clara separación de los 5 tratamientos. En San Nicolás solo se separaron la rotación alta con gramíneas y la pastura, las otras rotaciones no se separaron.

La rotación alta con leguminosas estuvo asociada, tanto en San Nicolás como en La Matilde, con el ácido graso *16:1w5c*, un indicador taxonómico de micorrizas arbusculares (Ferrari et al, 2014). En esos dos sitios, la rotación típica se asoció al ácido graso *18:1w9c*, que algunos autores relacionan con hongos saprófitos o patógenos (Brennan & Acosta Martinez, 2017).

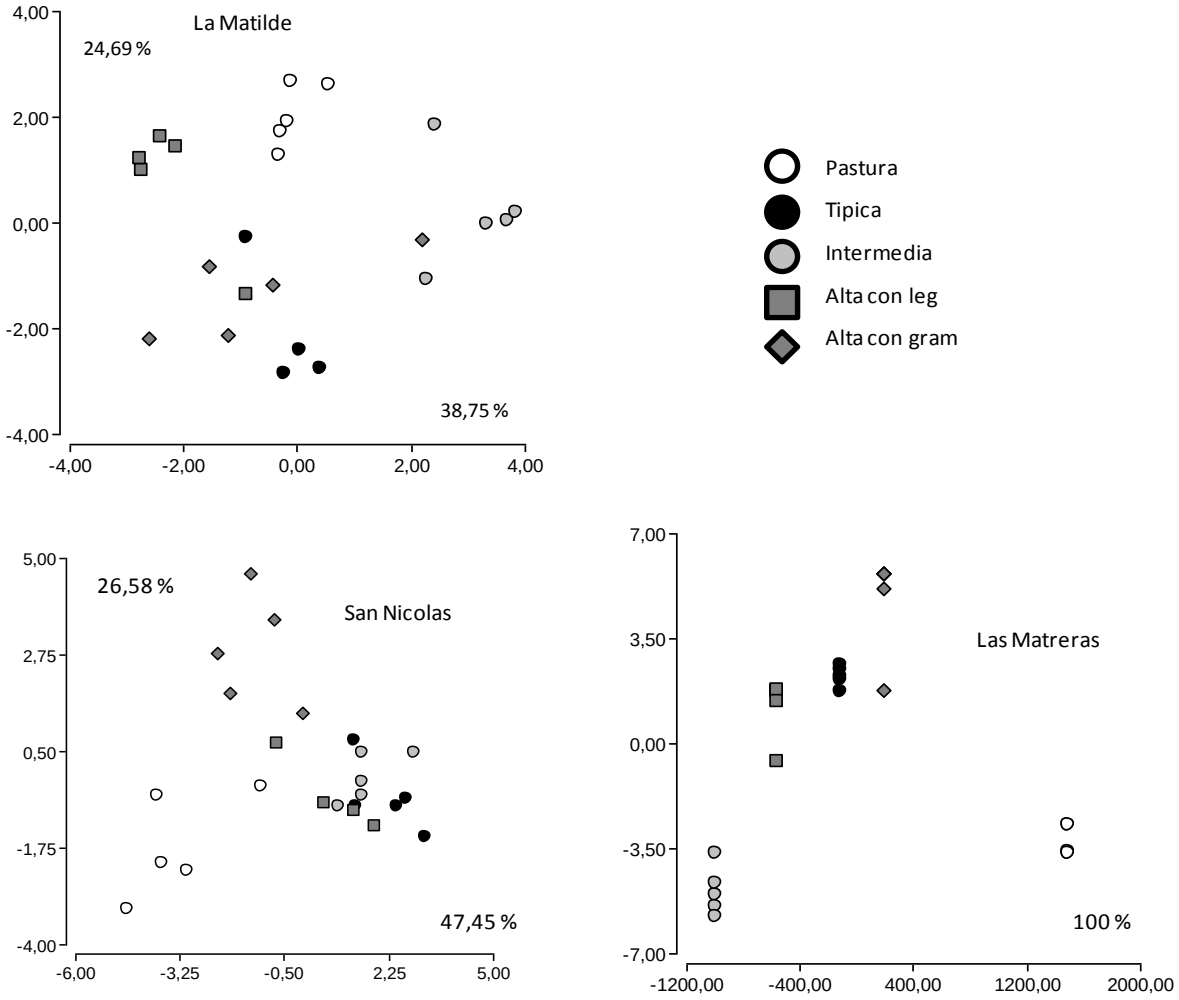


Figura 1. Análisis discriminante para 5 tratamientos agrícolas en los campos La Matilde, San Nicolás y Las Matreras, en el muestreo de Mayo

En Las Matreras se dio una gran separación a los largo del eje 1 (100 % de la varianza explicada en el primer eje discriminante), con altísimos valores de carga para ese eje. Esta situación se debió a valores de carga anormalmente elevados para la pastura y la rotación alta con gramíneas. Recién cuando se eliminaron del análisis estos dos tratamientos, las demás rotaciones se separaron bien (figura 2). En ese caso, la rotación alta con leguminosas estuvo asociada, al igual que en los otros sitios, con el indicador de micorrizas arbusculares (*16:1w5c*) y la rotación típica con el marcador de hongos (*18:1w9c)*.

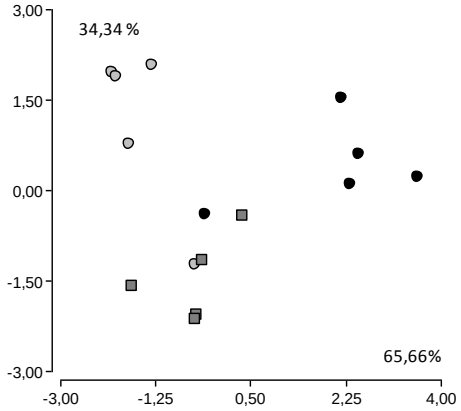


Figura 2. Analisis dicriminante de Las Matreras (muestreo de Mayo), cuando se excluyen los tratamientos Pastura y Rotacion alta con gramineas

Muestreo de Diciembre

En La Matilde y San Nicolás, la pastura se separó muy bien de los demás tratamientos (figura 3) por el eje 1 (más del 70% de varianza explicada por el primer eje discriminante); en cambio en Las Matreras, el tratamiento que se separó fue la rotación típica. Las rotaciones altas se separaron según el segundo eje discriminante, en los 3 sitios, pero en San Nicolás, la rotación alta con leguminosas no se separó de la rotación intermedia. El marcador de micorrizas (*16:1w5c*) se asoció a la pastura en los tres sitios, pero también a la rotación alta con gramíneas.

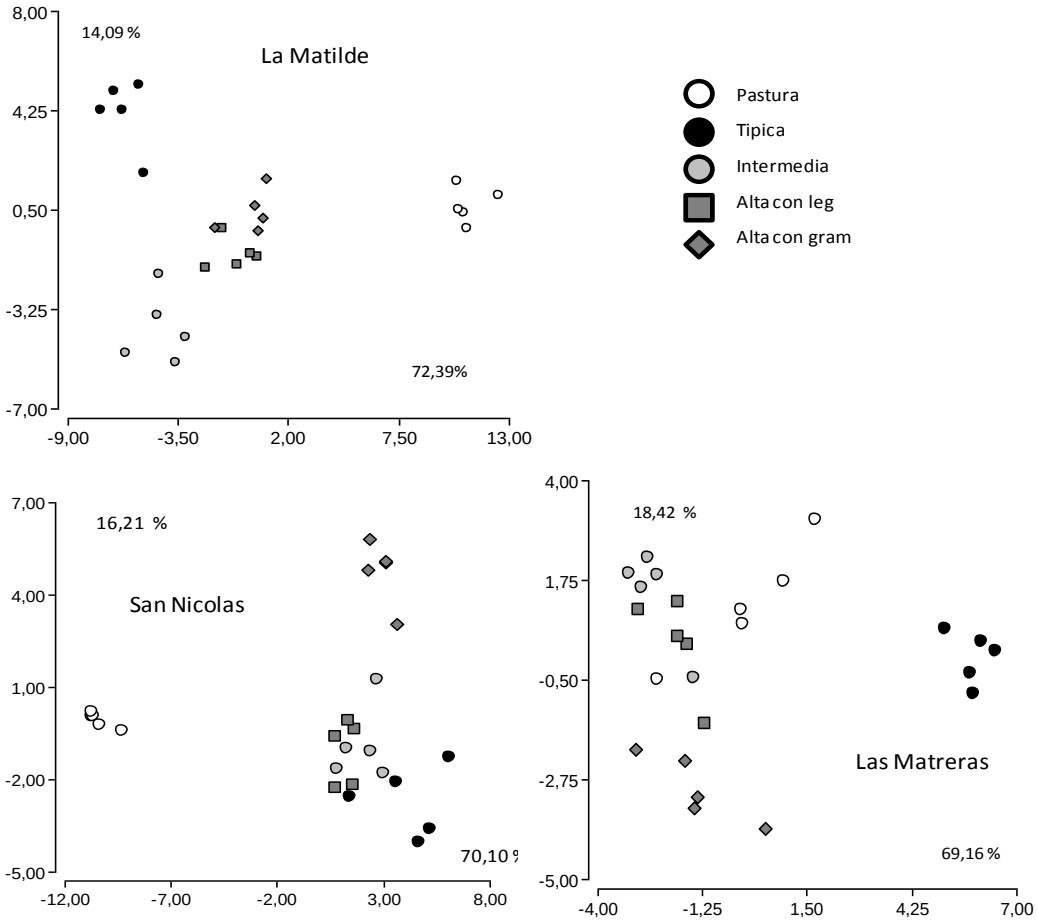


Figura 3. Análisis discriminante para 5 tratamientos agrícolas en los campos La Matilde, San Nicolás y Las Matreras, en el muestreo de Diciembre

De todos modos, las diferencias entre rotaciones en Diciembre fueron enmascaradas por los altos valores de lípidos en la pastura, especialmente en La Matilde y en San Nicolás.

La rotación típica tuvo valores significativamente más alto de lípidos totales en La Matilde y en Las Matreras, y significativamente más bajos en San Nicolás.

CONCLUSIONES:

- El método multivariado de Análisis Discriminante resultó efectivo para separar tratamientos agrícolas muy similares entre sí, consistentes en rotaciones maíz-soja bajo siembra directa, donde las diferencias entre tratamientos fueron muy sutiles.
- Las pasturas se separaron de los demás tratamientos agrícolas en todos los sitios y en las dos estaciones de muestreo.
- Las rotaciones de alta diversificación, con gramíneas o leguminosas, se parecieron mas a la pastura que a las demás rotaciones según el perfil de lípidos, con una importante asociación con lípidos marcadores de micorrizas arbusculares
- La rotación típica tuvo alta concentración de lípidos totales solo en Las Matreras, en el muestreo de diciembre

BIBLIOGRAFIA:

- Brennan E.B. & V Acosta Martinez. 2017. Cover cropping frequency is the main driver of soil microbial changes during six years or organic vegetable production. Soil Biol Biochem, 109, 188-204.
- Derpsch, R.; T Friedrich; A Kassam, A. & H Li. 2010. Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits. Int J Agric & Biol Eng, 3, 1-25.
- Ferrari A.E; S. Ravnskov; J. Larsen; T. Tønnersen; R. Maronna & L.G. Wall. 2014. Crop rotation and seasonal effects on fatty acid profiles of neutral and phospolipids extracted from no-till agricultural soils. Soil Use Manage 31, issue 1, 165-175.
- Figuerola, E.L.M.; LD Guerrero; SM Rosa; L Simonetti; ME Duval; JA Galantini; JC Bedano; LG Wall & L Erijman, L. 2012. Bacterial indicator of agricultural management for soil under no-till crop production. PLoS ONE, 7, e51075.
- Meriles, J. M.; S Vargas Gil; C Conforto; G Figoni.; E Lovera; G March, & CA Guzman. 2009. Soil microbial communities under different soybean cropping systems: Characterization of microbial population dynamics, soil microbial activity, microbial biomass and fatty acid profiles. Soil Till Res, 103, 271-281.
- Rodrigues, J.L.M.; VH Pellizari; R Mueller; K Baek.; E da C. Jesus; FS Paula; B Mirza; GS Hamaoui.; SM Tsai; BFeigl.; JM Tiedje; BJM Bohannan,& K N sslein, 2013. Conversion of the Amazon rainforest to agriculture results in biotic homogenization of soil bacterial communities. Proc Nat Ac Cs, 110, 988-993
- Sasser, M. 1990. Identification of bacteria through fatty acid analysis. In: Clement Z., Rudolph K. and Sands D.C. (Eds) Methods in Phytobacteriology. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp 199-204.
- Zelles, L. 1999. Fatty acid pattern of phospholipids and lipopolysaccharides in the characterization of microbial communities in soil: a review. Biol Fert Soils, 29, 111-129

C2P14. EVALUACIÓN DEL COMPORTAMIENTO DE *EISENIA ANDREI* COMO INDICADOR BIOLÓGICO DE UN SUELO AGRÍCOLA TRATADO CON HERBICIDAS

Ferremi, Analia; Hergenrether, Pablo e Introcaso, Rafael.

Universidad Nacional de Luján. Ruta 5 y 7, Lujan. Código postal 6700.
anaferremi@yahoo.com.ar

RESUMEN

El impacto de los herbicidas sobre el suelo puede ser evaluado a través de la utilización de algunos bioindicadores como la técnica de Lamina Cebo. Esta técnica mide la Actividad Alimenticia de lombrices de tierra mediante el uso de tiras de PVC con orificios rellenos de un sustrato enriquecido que se entierran en el suelo. El objetivo del trabajo es evaluar el comportamiento de la lombriz de tierra *Eisenia andrei* frente a los herbicidas usados. Después de exponer las lombrices al suelo pulverizado con distintas combinaciones de herbicidas se mide la Actividad Alimenticia de las mismas. Las pulverizaciones se realizan en parcelas a campo, en bandejas con tierra y en bandejas con arena, las cuales se pulverizan con una mezcla de herbicidas, los 4 tratamientos son: Testigo, Glifosato, Glifosato + Atrazina+ 2,4 D, Glifosato + metsulfuron. Después de las aplicaciones se evaluó la Actividad Alimenticia poniendo las muestras en vasos plásticos junto con 6 lombrices de tierra y 4 láminas con cebo, así luego de 2 días de armados el ensayo se hace el recuento de cebo consumido, y por último se calcula el porcentaje de Actividad Alimenticia. La menor Actividad Alimenticia se registró en los tratamientos con Glifosato proveniente de la segunda pulverización de las parcelas con un 33,52% y de las bandejas con suelo pulverizadas con Glifosato con 21,37 y 35,37 %, para muestras recolectadas al día siguiente y a los 15 días de la pulverización respectivamente, no siendo sensible ni claro para diferenciar las diferentes combinaciones de herbicidas.

Palabras Claves: Lamina cebo, Lombriz de tierra.

INTRODUCCION

La agricultura es en la actualidad, la actividad antropogénica que en forma directa o indirecta causa los mayores perjuicios al suelo, sin embargo, es la actividad con menores restricciones normativas (Ochoa, *et al*., 2007). La actividad agrícola continua tiende a desmejorar el suelo y la aplicación repetida de plaguicidas puede traer efectos perjudiciales para el ecosistema y la salud humana (Alonzó Hernández, *et al*., 2013).

En el proceso de intensificación productiva se registra una incorporación creciente de productos fitosanitarios, siendo los herbicidas los que ocupan la parte mayoritaria del volumen comercializado, y entre estos, el primer lugar es para el glifosato como el herbicida más utilizado (Camino, *et al*., 2010).

El suelo es un sistema vivo, dinámico y no renovable, cuya condición y funcionamiento es clave para la conservación de los distintos ecosistemas y la producción de alimentos. El concepto de salud del suelo se entiende por su capacidad de funcionar como un sistema viviente dentro de los límites de un ecosistema, para sostener la salud vegetal y animal, la productividad, mantener y aumentar la calidad del agua y del aire, y sostener la salud y el hábitat humano (Doran & Parkin, 1994). No existe una sola medida biológica o físico-química para determinar el estado de salud de un suelo, así, en la actualidad se utilizan múltiples indicadores relacionados con las propiedades químicas o biológicas que responden rápidamente a cambios en el manejo o perturbaciones del sistema (Ochoa, *et al*., 2007).

La evaluación de la sustentabilidad es una tarea compleja que puede llevarse adelante a través del desarrollo de indicadores. Los bioindicadores simplifican lo que probablemente sucedería en la naturaleza y se centran particularmente en organismos que tengan sensibilidad a distintos impactos o cambios (Paoletti, 1999).

La actividad alimenticia es una forma opcional de medir la actividad biológica edáfica propuesta por Von Torne (1990). En dicha metodología se evalúa la Actividad Alimenticia de la fauna mediante la utilización de tiras de PVC con perforaciones rellenas de un cebo alimenticio (test de lámina-cebo). Los bioensayos con lombrices son ampliamente reconocidos como prueba para evaluar la toxicidad de suelos contaminados. Los ensayos *in vivo* utilizan un organismo vivo, que actúa de especie centinela, y ofrecen una evaluación más fiable de toxicidad, ya que son más representativos de las condiciones naturales del suelo (Thompson-Ambriz, *et al*., 2008).

Esta investigación fortalecerá la información disponible acerca del comportamiento de los herbicidas en el suelo. Por ello, el objetivo de este trabajo es evaluar el comportamiento como indicador biológico de la lombriz de tierra *Eisenia andrei* a partir de la respuesta respecto de su actividad alimenticia en un suelo agrícola pulverizado condistintos herbicidas. Tratando de reducir la complejidad de las variables en juego, los tratamientos propuestos integran una primera etapa a campo y una segunda *in-vivo*, en condiciones de laboratorio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los ensayos se realizaron dentro del campo experimental de la Universidad de Luján, ubicado a los 34°35' de latitud sur y 59°03' de longitud oeste, en el partido de Luján, provincia de Buenos Aires, en la región natural de la Pampa ondulada dentro de la Región pampeana. El relieve es ondulado con pendientes generales del 2 % y el patrón de drenaje es definido con presencia de arroyos y cursos de agua. Predominan suelos tipo Argiudoles típicos, profundos, bien drenados, neutros y desarrollados con secuencias de horizontes ("A", "B", "C") bien diferenciados.

Las muestras fueron recolectadas de un lote seleccionado donde se marcaron 12 parcelas de 2x2 m, para tener 3 réplicas por cada tratamiento, tenían una vegetación herbácea de gramíneas compuesta por especies como *Cynodon dactylon* (gramón), *Bromus catharticus* (cebadilla criolla), *Sorghum halepense* (sorgo de alepo), y *Festuca arundinacea* (festuca), mientras que el *Trifolium repens* (trébol blanco) era la latifoliada más abundante, la cual fue cortada a 5 cm de altura.

Se midió Actividad Alimenticia empleando el sistema de lámina-cebo propuesto por Von Torne (1990) utilizando tiras de PVC con perforaciones rellenas de un cebo alimenticio. Las láminas son de 1 mm de espesor, 1 cm de ancho por 13 cm de alto, con perforaciones de 1 mm de diámetro cada 5 mm desde la base y un total de 16 orificios (Figura 1). Cada orificio se rellenó con una mezcla húmeda de celulosa, salvado de trigo y carbón activado vegetal (6,9:3:0,1).



Figura 1: Detalle de lámina cebo.

Las muestras de suelo se acondicionaron mediante los siguientes pasos: Desmenuzado y secado en ambiente ventilado, tamizado por tamiz de 2 mm de malla, defaunado mediante colocación en freezer por 48 hs a -18 ºC. y ventilado a temperatura ambiente durante un día. Se distribuyó cada muestra en 4 vasos plásticos (400 Gr) y se corrigió la humedad al 60%. Se agregaron 6 lombrices californianas adultas (*Eisenia andrei)* que fueron depuradas previamente. Al día siguiente se colocan 4 tiras de PVC con cebo y se dejan incubando a 24°C por dos días para luego recogerlas y hacer un recuento de cebos consumidos, obteniendo así el porcentaje de Actividad Alimenticia. (Helling, *et al*., 1998)

Los tratamientos consisten en parcelas a campo y en laboratorio. A campo, las muestras fueron pulverizadas con una mezcla de herbicidas comunes en la implantación de cultivos de trigo y soja, más un testigo (Tabla 1).

Tabla 1: Combinaciones y dosis de herbicidas por tratamiento.

	Tratamiento	N° Tratamiento	Dosis
Control	Testigo	T 1	-
Herbicida	Glifosato	T 2	3 L/ha
Herbicida	Glifosato-Atrazina-2,4D	T 3	3-2-1,2 L/ha
Herbicida	Glifosato-Metsulfuron	T 4	3 L/ha – 5gr/ha

Las muestras se recolectaron a los 15 días de la aplicación, y se denominaron "1 aplicación a campo", después se procedió a hacer una segunda aplicación para simular un proceso de acumulación, con las mismas dosis y en las mismas parcelas, cuyas muestras se denominaron "2 aplicación a campo"

Las parcelas en laboratorio consistieron en distribuir suelo del mismo lote en bandejas plásticas de 60 x 70 cm, también se acondicionó las muestras realizando el proceso de tamizado, defaunado y corrección de la humedad al 60 % para luego pulverizarlas con las mismas dosis. Al día siguiente y a los 15 días de la aplicación de los herbicidas se utilizó una parte de las muestras para incubar en los vasos plásticos junto con las lombrices y las tiras de PVC. Las muestras se denominaron "Actividad Alimenticia en bandeja al día siguiente de la aplicación" y "Actividad Alimenticia en bandeja a los 15 días de la aplicación" respectivamente.

De manera de evitar la influencia de coloides que adsorban los herbicidas, también se realizó la medición de la Actividad Alimenticia en bandejas de arena, previamente lavada para sacar impurezas. Se utilizaron bandejas plásticas de 60 x 70 cm, en donde se dispuso la arena y se realizó la pulverización para luego realizar la medición. Las muestras se denominaron "Actividad Alimenticia al día siguiente de la aplicación en bandeja de arena" y Actividad Alimenticia a los 15 días de la aplicación en bandeja de arena".

Todas las variantes de medición de la Actividad Alimenticia se realizó con un diseño en bloques al azar, con tres bloques cada uno, cuatro muestras por cada bloque. Con los resultados de los ensayos, se realizó un análisis estadístico descriptivo, análisis de varianza y test de comparación de medias ANOVA utilizando el programa estadístico SPSS para Windows, versión 21 (en español).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la figura 2 se expresan los resultados de la Actividad Alimenticia medida en las parcelas a campo con una y dos aplicaciones.

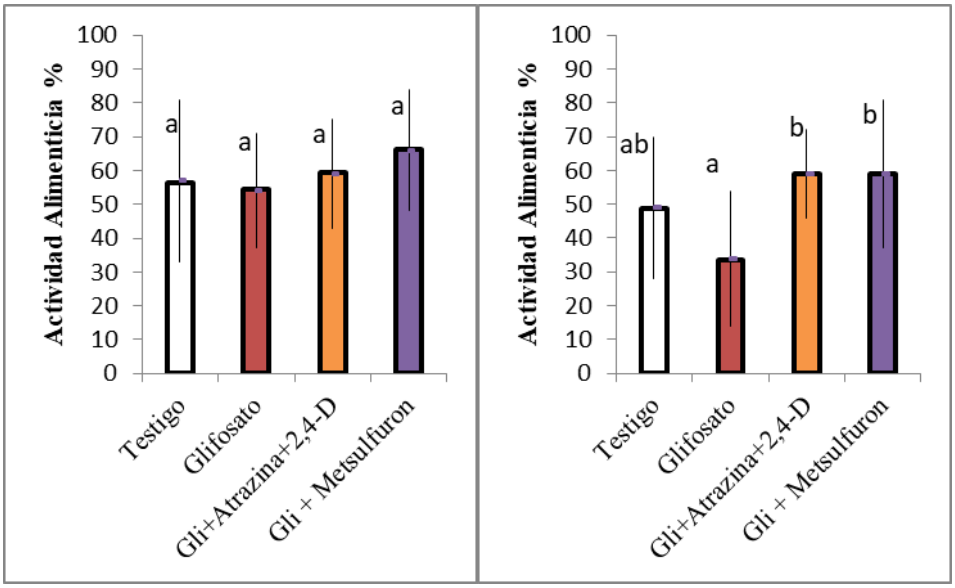


Figura 2. Actividad Alimenticia en parcelas a campo, 1 aplicación a campo (izquierda), y 2 aplicación a campo (derecha). Letras distintas indican diferencias significativas entre los tratamientos (p‹0,05, Prueba de Tukey)

En la figura 3 se representa la actividad alimenticia medida en bandejas.

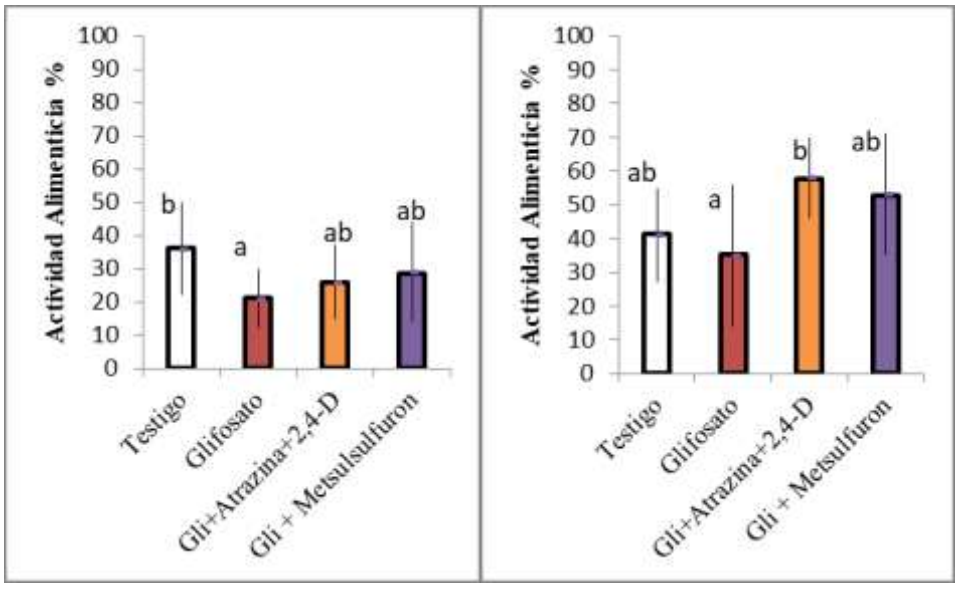


Figura 3. Actividad alimenticia en bandeja al día siguiente de la aplicación (izquierda), y Actividad Alimenticia en bandeja a los 15 días de la aplicación (derecha). Letras distintas indican diferencias significativas entre los tratamientos (p‹0,05, Prueba de Tukey).

En la figura 4 se describen los resultados obtenidos en bandejas de arena.

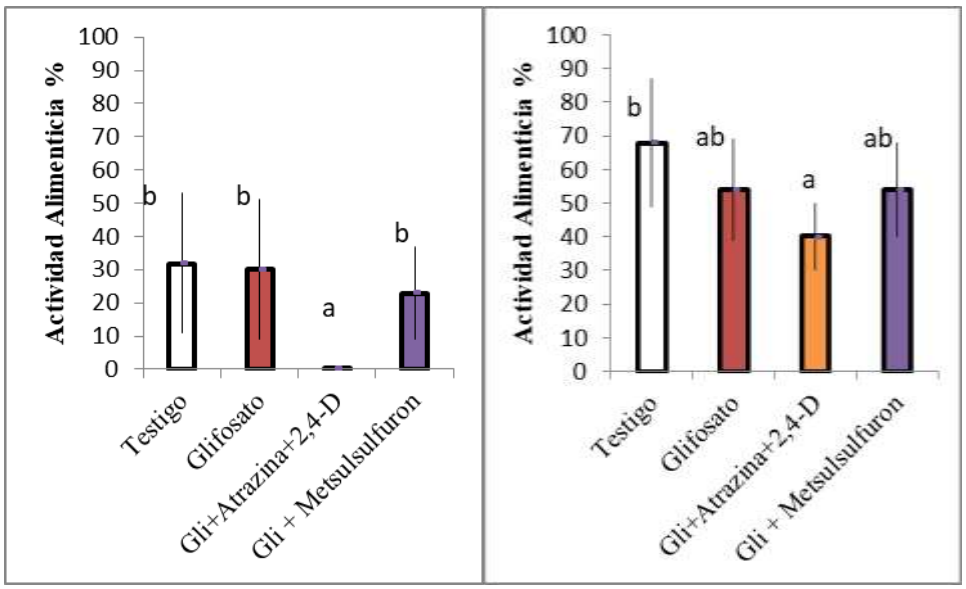


Figura 4. Actividad Alimenticia al día siguiente de la aplicación en bandejas de arena (izquierda) y Actividad Alimenticia a los 15 días de aplicación en bandeja de arena (derecha). Letras distintas indican diferencias significativas entre los tratamientos (p‹0,05, Prueba de Tukey).

En cuanto a la evaluación de los herbicidas a campo se puede observar que con una sola aplicación no ha sido posible observar diferencias significativamente estadísticas entre los tratamientos y el suelo Testigo sin herbicidas. Sin embargo cuando se realizó una segunda aplicación con 15 días entre ambas si se observaron diferencias entre las muestras pulverizadas y el Testigo sin aplicación de herbicidas. Al hacer dos aplicaciones se intenta simular lo que ocurriría en el tiempo, en un lote de producción agrícola con aplicaciones consecutivas en un corto plazo y con los mismos productos químicos.

Al aplicar los herbicidas en condiciones controladas distribuyendo el suelo sobre bandejas se intenta observar si los resultados son similares a los obtenidos cuando los químicos son aplicados a campo. En esta situación se puede decir que cuando la prueba es realizada al día siguiente de la aplicación se ve una disminución en la Actividad Alimenticia de los tres tratamientos con herbicidas, con respecto al testigo. En contraste a esto al observar los resultados arrojados

cuando las lombrices son expuestas a los 15 días de la aplicación, solo el tratamiento con glifosato dio una disminución en la actividad de las lombrices respecto al Testigo sin tratar, en cambio los dos tratamientos con las combinaciones de herbicidas dieron una mayor actividad con respecto al Testigo.

En este sentido, el glifosato ha sido fabricado para ser aplicado directamente a las hojas de las plantas, aunque el glifosato no se aplica directamente a los suelos, una concentración significativa del compuesto puede llegar al suelo (Haney, R.L., *et. al*. 1999) formando complejos, adsorbiéndose en partículas de agua o suelo, biodegradándose por microorganismos. Hay suelos que no pueden retener al glifosato el tiempo suficiente como para que haya degradación microbiana, y en esos casos el herbicida es muy móvil. Este glifosato liberado puede penetrar en los niveles más bajos del suelo.

Para entender la relación entre el glifosato liberado y su movilidad en el suelo, es necesario tener en cuenta el tipo de suelos y los elementos presentes en él capaces de formar complejos con el glifosato (CONICET, 2009). Esto parecería explicar la disminución en la Actividad Alimenticia que sufrió la lombriz *Eisenia andrei* al ser expuesta al suelo agrícola pulverizado con el herbicida Glifosato. Pero al buscar respuestas en cuanto a que los dos tratamientos donde se combinaron dos o tres herbicidas, entre ellos también se incluía al glifosato, los resultados de la Actividad Alimenticia se diferenció del tratamiento con ese herbicida aplicado solo. Todos los herbicidas suelo-activos una vez en el suelo quedan retenidos (adsorbidos) por los coloides del suelo: arcilla y materia orgánica. El Metsulfuron-metil tiene dos vías de degradación, la principal es la hidrólisis ácida y la segunda la degradación microbiana que se incrementa cuando mayor es el contenido de materia orgánica del suelo (Sahid & Quirinus, 1997). El herbicida al entrar en contacto con el suelo se fracciona y pasa a las fases sólida, líquida y gaseosa. El grado de adsorción sobre las partículas de suelo depende de su textura, el tipo de arcilla, el contenido de materia orgánica y la humedad del suelo. Las arcillas tienen grandes áreas de superficie y alta capacidad para adsorber los herbicidas. La materia orgánica es regularmente el factor más importante que determina la adsorción. De esta forma, algunos tipos de herbicidas, como las triazinas, no están disponibles a las plantas en suelos con un alto contenido de materia orgánica. (FAO, 1996).

Al aplicar los herbicidas sobre arena se pudo observar una disminución en la Actividad Alimenticia de las lombrices con respecto al tratamiento Testigo, pero solo el tratamiento con la combinación de glifosato + atrazina + 2,4-D se diferenció significativamente del resto, tanto a un día como a los 15 días de la aplicación. La arena es en su mayor parte cuarzo, y no puede adsorber las partículas de herbicidas como un coloide. La falta de adsorción de los herbicidas a la arena los dejaría libres entre las partículas y así afectarían directamente a las lombrices que circulan por el recipiente, viéndose afectada a su vez su capacidad para alimentarse. Esto a su vez podría pensarse como algo que se vería en suelos con alto contenido de arena. Los suelos arenosos tienen partículas relativamente grandes con un área superficial pequeña para la adsorción. (FAO, 1996)

Entonces la estructura física y química de los suelos tienen una fuerte influencia, pudiendo ser responsables de las diferencias encontradas. Así lo manifiesta Piola, L. *et al*. 2009, al evalúar los efectos del insecticida Chlorpirifos en la Actividad Alimenticia de la lombriz *Eisenia andrei* cuando encuentro resultados contrastantes entre un suelo franco-limoso empleado para su ensayo y un suelo limo-arcilloso donde realizo el mismo ensayo Casafe *et al.*, 2007.

CONCLUSIONES

Este bioindicador o test de lámina – cebo no explica con claridad el comportamiento contrastante que muestra la Actividad Alimenticia de *Eisenia andrei* entre el suelo pulverizado con Glifosato solo y Glifosato + Atrazina + 2,4-D o Glifosato + Metsulfurón.

La fortaleza de este bioindicador es la detección de leves cambios en el comportamiento de las lombrices *Eisenia andrei*, por ello esta técnica podría ser útil para el monitoreo de la persistencia de los Agroquímicos que se emplean en el sistema productivo, siempre y cuando se cuente con muestras del mismo suelo sin contaminar.

Las diferencias encontradas al realizar las aplicaciones tanto sobre arena como sobre suelo agrícola, nos lleva a pensar que los herbicidas pueden tener distintos efectos y las lombrices distintos comportamientos según la textura del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Alonzó Hernández, LD & SJ Chicas Quintanilla. 2013. "Determinación de la concentración letal 50 (CL50) de dos plaguicidas sintéticos utilizando *Eisenia foetida* S. (lombriz de tierra roja californiana) en el cultivo de *Cucumis sativus* L. (pepino) en el distrito de riego del Valle de Zapotitan, La Libertad". La Libertad. Licenciatura thesis. Universidad de El Salvador. El Salvador.
- Camino, M & V Aparicio (Eds). 2010. "Aspectos Ambientales del Uso de Glifosato". Ediciones INTA. Balcarce. pp17-144.
- Casabé, N; L Piola; J Fuchs; ML Oneto; L Pamparato; S Basack; R Giménez; R Massaro; JC Papa &Y Kesten. 2007. ''Ecotoxicological assessment of the effects of glyphosate and chlorpyrifos in an Argentine soya field''. J Soils Sediments 7: 232-239.
- CONICET. 2009. "Evaluación de la información científica vinculada al glifosato en su incidencia sobre la salud humana y el ambiente". Comisión Nacional de Investigación Sobre Agroquímicos. Decreto 21/2009.
- Doran, JW & BT Parkin. 1994. ''Defining Soil Quality for a Sustainable Environment''. SSSA, Inc. Special Publication. Number 35. Madison, Wisconsin, USA.
- FAO. 1996**.** "ESTUDIO FAO PRODUCCION Y PROTECCION VEGETAL 120". Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma.
- Haney, R.L; SA Senseman; FM Hons & DA Zuberer. 1999. "Effect of glyphosate on soil microbial activity". Proc-S-Weed-Sci-Soc. 52: 215.
- Helling, B; G Pfeiff & O Larink. 1998. "A comparison of feeding activity of collembolan and enchytraeid in laboratory studies using the bait-lamina test".Appl. Soil Ecol., 7:207-212.
- Ochoa, V; B Hinojosa; B Gómez-Muñoz & R García-Ruiz. 2007. "Actividades enzimáticas como indicadores de calidad del suelo en agroecosistemas ecológicos". Ini Inv, 2: r1
- Paoletti, MG. 1999. ''Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability''. Agric Ecosyst Environ. v.74, pp.1-18.
- Piola, L; J Fuchs; ML Oneto; S Basack; R Giménez; R Massaro; JC Papa; E Kesten & N Casabé. 2009. "Biomarcadores para la evaluación de los efectos de clorpirifos en las lombrices de tierra y en los parámetros funcionales del suelo". Pesq Agrop. Bras., 44: 874-880.
- Sahid, IB & L Quirinus. 1997. ''Activity and mobility of metsulfuron-methyl in soils Department of Botany'', Faculty of Life Sciences, Universiti Kebangsaan Malaysia, 43600 UKM, Bangi, Malaysia. Plant Protect Sci. 12:125-127.
- Thompson-Ambriz, J; C Justo-Reinoso; P González-Sandoval; M Cabrera-Ventura & JL Zavala Aguirre. (2008). "Evaluación de la supervivencia y crecimiento de *Eisenia fetida* (Annelida, Lumbricidae) en suelo artificial". U. d. Guadalajara, Ed. Recuperado el 15 de diciembre de 2017, de http://genesis.uag.mx/escholarum/vol13/evaluacion.html
- Von Törne, E .1990. ''Assessing feeding activities of soil-living animals: Bait-lamina tests''. Pedobiologia 34, 89–10

C2P15. CANGREJALES DEL PARQUE NACIONAL CAMPOS DEL TUYÚ. CARACTERIZACIÓN FISICOQUÍMICA Y ACTIVIDAD ENZIMÁTICA DEL SUELO

Ferreri, Natalia. A.; Abarca, Camila. L.; Troncozo, María. I.; Larrieu, Luciano.; Millán, Guillermo.; Merani, Victor. H.; Cabello, Marta. N. y Elíades, Lorena. A.

Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata. Calle 53 # 477. La Plata. Argentina.
nati_f@live.com.ar

RESUMEN

Para la determinación de la calidad del suelo se utilizan diferentes parámetros de naturaleza física, fisicoquímica, microbiológica y bioquímica. Las enzimas son responsables de la formación de moléculas orgánicas y participan en el ciclo del nitrógeno, fosforo y carbono. La determinación de las actividades enzimáticas del suelo ha sido utilizada como biomarcadores de calidad y sustentabilidad del suelo. El objetivo del trabajo fue realizar la caracterización fisicoquímica y enzimática de cangrejales del Parque Nacional Campos del Tuyú. Para ello, se seleccionaron tres sitios de muestreos, a partir de los cuales se tomaron aleatoriamente cinco muestras superficiales. Se determinaron diferentes parámetros fisicoquímicos y las actividades fosfatasa, deshidrogenasa y ureasa. Entre los sitios no se encontraron diferencias en los siguientes parámetros: pH (8,0-8,3), materia orgánica (1,9-2,4 %; M.O), carbono orgánico (1,1-1,4%; C.O), Fósforo total (542-583 ppm; PT), Potasio (0,5-0,8 meq l^{-1}) y conductividad eléctrica (30,2-73,5 dS/m). Los valores obtenidos de Sodio (501-1088 meq l^{-1}), Nitrógeno total (0,11-0,14%; NT) y RAS (46,8-80) mostraron diferencias entre los sitios. La actividad fosfatasa, ureasa y deshidrogenasa presentaron los siguientes rangos de valores 29,5- 48,8 µg PNP.$g^{-1}h^{-1}$, 2,2- 4,2µg NH_4^+ g^{-1} h^{-1} y 37,4- 41,5 µg TPF.g^{-1} $h^{-1,}$ respectivamente. Los resultados obtenidos de pH, C.E. y RAS indican que los suelos son fuertemente alcalinos, con una elevada salinidad y fuertemente sódicos, estos suelos se clasifican como salinos sódicos. Las actividades enzimáticas fosfatasas y deshidrogenasas no mostraron diferencias significativas ($p<0,05$) entre los sitios de estudio pero si existen diferencias entre los sitios para actividad ureasa, tampoco se observó una correlación significativa entre las actividades enzimáticas y los parámetros del suelo estudiado. La mayoría de los microorganismos prosperan en pH neutros (6-7) debido a la alta disponibilidad de nutrientes, en los suelos de los cangrejales los nutrientes se encuentran en bajas cantidades, sumado al pH altamente alcalino la disponibilidad de estos es limitante para la flora y microbiota no adaptada, lo que se refleja en una muy baja biodiversidad. La salinidad ejerce un proceso adverso sobre la biota y sobre sus procesos biológicos, existen organismos del suelo, hongos y bacterias capaces de crecer en condiciones de alcalinidad, su acción descomponedora es esencial para los ciclos biogeoquímicos en este tipo de suelo. La alta presencia de las diferentes enzimas estudiadas y la baja correlación de estas con los nutrientes evaluados permitiría inferir que la microbiota de este tipo de sitio, metaboliza los nutrientes de forma diferente a la evaluada en suelos agrícolas por lo tanto de recomienda seguir estudiando este tipo de organismos y sus procesos metabólicos.

Palabras clave: nutrientes, microorganismos, enzimas

C2P16. ANALISIS METAGENÓMICO DE SUELOS CON DIFERENTE INTENSIFICACIÓN Y DIVERSIFICACIÓN DE LA ROTACIÓN DE CULTIVOS

Figuerola, E.[1]; Frene, J.P. [2]; Erijman, L. [1] y Wall L.G[2]

[1] INGEBI-CONICET, Ciudad Autónoma de Buenos Aires
[2] Laboratorio de Biología de Suelos – Universidad Nacional de Quilmes – Roque Sáenz Peña 352 – Bernal – Buenos Aires
evafiguerola@gmail.com

RESUMEN

Las técnicas moleculares de secuenciación masiva sobre el ADN del suelo han revelado la complejidad de la microbiología del suelo. La estructura microbiana de los suelos, responsable de la transformación de la materia, está determinada principalmente por las características físicas y químicas de los suelos y se modifica drásticamente de acuerdo al uso del suelo. En el caso de los suelos agrícolas nosotros hemos podido determinar el efecto de homogenización de la diversidad bacteriana a nivel regional producido por el monocultivo en comparación con la práctica de rotación de cultivos. También fuimos capaces de detectar especies bacterianas que aparecen como potenciales marcadores de diferentes prácticas agrícolas independientemente del tipo de suelo y de su textura. Desde 2015 trabajamos en colaboración con productores de la Regional Pergamino-Colón de AAPRESID que han implementado ensayos para evaluar el efecto de la Diversificación e intensificación de los cultivos sobre la productividad del sistema y la calidad y salud del suelo. Los ensayos constan de cinco tratamientos con una historia previa común de su uso agrícola, y se diferencian por su Índice de Intensidad de Rotación (IIR, calculado como días del año con cultivos, desde emergencia a madurez fisiológica, sobre 365 días) y su porcentaje de gramíneas / leguminosas. Por ejemplo: Trigo/Soja – Maíz – Soja (IIR: 0,47); Trigo/Soja - Vicia/Maíz (IIR: 0,71); Arveja/Maíz – Trigo/Soja (IIR:0,87); Cebada/Sorgo – Trigo/Maíz (IIR 0,66) y Pastura consociada (IIR:1,00). De cada uno de los establecimientos (3), y tratamientos (5) se tomaron 5 submuestras distribuidas aleatoriamente dentro de cada rotación. A partir del ADN extraído de las muestras de suelo se realizaron las amplificaciones del gen 16S de las bacterias del suelo y se analizaron por técnica de secuenciación masiva, obteniendo del orden de 8000 secuencias. Un primer análisis multivarial de los datos agrupa las submuestras en función del sitio geográfico. Dentro de cada sitio, las comunidades bacterianas permiten agrupar las submuestras por tratamiento. Cuando se analizan los niveles de diversidad de las comunidades bacterianas se encuentra que la diversidad α (riqueza y abundancia) es similar entre todos los tratamientos. En cambio, el análisis de la diversidad espacial o diversidad β, muestra que esta diversidad aumenta con el valor de IIR. Finalmente, la aplicación de un análisis que busca la existencia de especies (OTUs) de bacterias características para cada tratamiento o rotación revela la existencia de varios candidatos en cada sitio. Los resultados en su conjunto muestran que las variaciones de las intensidades de rotaciones de cultivos modifican en poco tiempo (cuatro años) la deriva de las estructuras de las comunidades bacterianas de los mismos y por ende su función. La continuación de estos estudios en el tiempo permitirá comprender mejor el funcionamiento microbiológico de los suelos y el valor de ello.

Palabras clave: ADN de Suelo, Diversidad Bacteriana, Metagenómica

C2P17. MODIFICACIÓN DEL MÉTODO TRADICIONAL DE EXTRACCIÓN DE NEMATODOS FLOTACIÓN-CENTRIFUGACIÓN

García, Ramiro. J.[1]; Comezaña, María. M. [2] y Rodríguez, Roberto. A.[1]

[1]Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur. San Andrés 800. Bahía Blanca. [2]Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires.
ramiro.garcia@uns.edu.ar

RESUMEN

Los nematodos son un grupo diverso de animales vermiformes (apariencia de gusano), que se encuentran potencialmente en todos los ambientes, tanto como parásitos como organismos de vida libre. Estos fitoparásitos son semejantes a hilos con un tamaño que oscila entre 0,25 mm a > 1,0 mm de longitud, si bien algunos alcanzan hasta 4,0 mm. El objetivo de este trabajo fue evaluar la eficacia en la extracción de nematodos utilizando el método tradicional de extracción (FC) y su alternativa modificada (AC). Para la comparación de los métodos se utilizaron suelos con precedentes de cultivos hortícolas bajo cubierta, en zona de riego del valle de Rio Colorado, partido de Villarino, provincia de Buenos Aires. Las muestras de suelo fueron tomadas a 0-20 cm de profundidad en dos momentos diferentes (septiembre y enero) constituyendo ensayos individuales. Los resultados obtenidos reflejaron que no se encontraron diferencias significativas en la cantidad de nematodos obtenida con ambos métodos. Sin embargo, el método alternativo aumentó la variabilidad de los datos obtenidos. Por ello podemos concluir que la utilización del método AC sería una opción más viable desde el punto de vista práctico, siendo que no refleja significancia frente al método tradicional. Nuevos estudios son necesarios para conocer cuáles son los factores propios de la metodología o inherentes de los suelos que explicarían la variabilidad de los datos para el método AC.

Palabras clave: parásitos, suelo, practicidad

INTRODUCCIÓN

El aislamiento e identificación de nematodos fitoparásitos asociados con un decaimiento en la salud de las plantas y el rendimiento de los cultivos son elementos claves para el diagnóstico (Manzanilla López & Marbán Mendoza, 2012). Dado que es difícil o imposible observar a simple vista los nematodos en el campo, y a que los síntomas que producen son a menudo inespecíficos, el daño que ocasionan frecuentemente se atribuye a otras causas más evidentes. Los agricultores y los técnicos a menudo subestiman su efecto. Una apreciación general es que los nematodos parásitos de plantas reducen la producción agrícola en aproximadamente un 11% globalmente (Agrios, 2005), reduciendo la producción en millones de toneladas anualmente.

El nivel de daño que causan los nematodos depende de una amplia gama de factores tales como su densidad poblacional, la virulencia de las especies o aislados, y la resistencia (habilidad de la planta de reducir la población del nematodo) o tolerancia (habilidad de la planta de rendir una cosecha a pesar del ataque del nematodo) de la planta huésped. Otros factores que también contribuyen, aunque en menor medida, son el clima, disponibilidad de agua, condiciones edáficas, y la presencia de otras enfermedades y plagas. Para cuantificar el daño de estos parásitos en un cultivo resulta fundamental extraer los nematodos contenidos en las muestras de suelo y raíz, para proceder a su posterior recuento, determinación y estudio. Existen diversas metodologías para la extracción de nematodos: el método de centrifugación se utiliza principalmente para cuantificar nematodos de baja movilidad (Nombela & Bello, 1983). El método de flotación-centrifugación se divide en dos etapas, la primera de flotación-tamizado (Dalmasso, 1966 citado en Doucet, 1980) y la segunda de centrifugación derivada de la descripta por Caveness & Jensen (1955) (citado en Doucet, 1980). Una de las desventajas del método anteriormente citado, es el tiempo requerido para llevar a cabo la primera etapa (flotación-tamizado) junto con el volumen de suelo utilizado en cada determinación. Por lo tanto, en este trabajo proponemos modificaciones de la primera etapa para reducir los tiempos de extracción y volúmenes de suelo a utilizar. El objetivo de este trabajo fue evaluar comparativamente la eficacia de extracción de nematodos por el método modificado (AC) frente al tradicional (FC).

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción de la metodología propuesta

En la Figura 1 se puede observar la descripción de la primera etapa del método de flotación-centrifugación (FC) y el método alternativo propuesto (AC), en el cual a la etapa de centrifugación la precede una de agitación. En el método FC para cada muestra se utiliza un volumen de suelo de 100 cm^3, mientras que en el AC se utilizan réplicas de 10 cm^3 cada una. En este último método, luego de la centrifugación, el contenido de las réplicas es vertido sobre los tamices obteniendo un único extracto por muestra. En general, el método propuesto tiene las ventajas de requerir menor cantidad de tiempo para el análisis de las muestras y menor volumen de suelo.

Para la comparación y evaluación del método FC con el AC se utilizaron muestras de suelo provenientes de dos fechas de muestreo (septiembre y enero). En cada fecha, se tomaron seis muestras compuestas (50 submuestras) a 0-20 cm de profundidad correspondientes a invernáculos del Partido de Villarino. Para la primera fecha, la cuantificación de nematodos para el método AC se utilizó un pool de dos replicas, analizando por muestra 20 cm^3 de suelo. En la segunda fecha, se utilizó un pool de cuatro replicas, analizando por muestra 40 cm^3 de suelo (Fig. 1)

Las muestras se homogeneizaron y se procedió a realizar la primera etapa de la extracción de nematodos por los dos métodos descriptos. Luego de esta etapa se realizó el proceso de centrifugación (Caveness & Jensen, 1955 citado en Doucet, 1980). Una vez obtenido los extractos se procedió al recuento de nematodos totales según lo descripto por Van Bezooijen (2006).

Para el análisis estadístico, dentro de cada muestreo, se realizó una prueba t de muestras apareadas bilateral. Además, para evaluar la relación entre los métodos, se efectuó un análisis de regresión lineal. Ambos análisis fueron realizados con el programa Infostat (Di Rienzo *et al*., 2013)

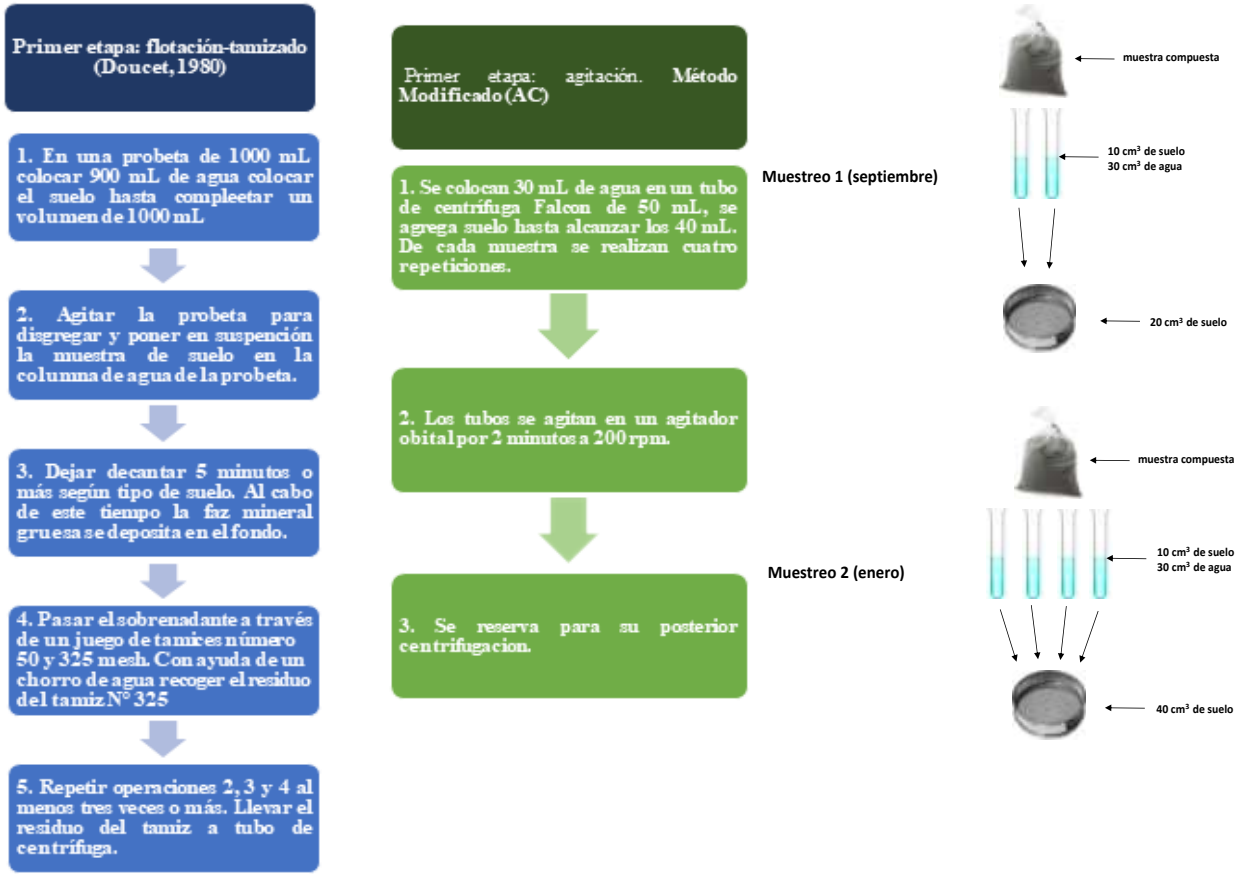


Figura 1: Comparación de la primera etapa del proceso de extracción de nematodos en suelo. FC (izquierda), AC (centro-derecha)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En ambos ensayos no se encontraron diferencias significativas ($p < 0,05$) en el número de nematodos totales extraídos entre los métodos estudiados (Tabla 1). El coeficiente de variación (CV), muestra la variación entre muestras dentro de un mismo método y muestreo. Si se compara el CV entre los métodos se observa que el comportamiento fue variable entre los muestreos. En el primer muestreo, el método AC presentó una menor variabilidad que el método FC, en cambio en el segundo muestreo AC mostró un mayor CV.

Tabla 1: Número promedio de nematodos extraídos por cada método.

Ensayo	Método	N° de nematodos en 100 cm^3 de suelo	Coeficiente de variación (%)	p- valor
Muestro 1	FC	573 **a**	**141**	**0,64**
	AC	714 **a**	**32**	
Muestreo 2	FC	1294 **a**	**43**	**0,76**
	AC	1388 **a**	**72**	

Letras distintas muestran diferencias significativas entre métodos, $p < 0,05$.

A pesar de que la repetibilidad de los resultados no se informó en este estudio, una forma útil de comparar la reproducibilidad entre dos métodos es utilizar el análisis de regresión, porque el coeficiente de determinación (R^2) es una medida de la reproducibilidad relativa (Pribyl, 2010). Sin embargo, cuando se analizaron las relaciones entre ambos muestreos para AC, no se hallaron relaciones significativas. Esto, en conjunto con el comportamiento del CV, permite inferir que la cantidad de suelo utilizado para la extracción (Figura 1), la época de muestreo u otros factores inherentes al suelo afectarían a la metodología propuesta, lo que sugiere un estudio más profundo de estas variables que pueden incidir en la extracción y posterior cuantificación de nematodos.

CONCLUSIONES

Los resultados preliminares sugieren que ambos métodos de extracción cuantifican similares contenidos de nematodos. Por lo tanto, el método propuesto sería una opción promisoria debido al menor tiempo de procesamiento. Este podría ser adecuado para su utilización rutinaria por parte de los laboratorios, porque es un procedimiento de corto plazo en comparación con el método tradicional.

Como trabajo a futuro sería necesario conocer cuáles son los factores propios de las metodologías o inherentes de los suelos que explicarían la dispersión de los datos analizados por las metodologías estudiadas.

BIBLIOGRAFÍA

- Caveness, FE & HJ Jensen. 1955. Modification of the centrifugal-flotation technique for the isolation and concentration of nematodes and their eggs from soil and plant tissue. Proc. Helminthol. Soc. Wash. 22:87-89.
- Dalmasso, A .1966. Méthode simple d'extraction des nématodes du sol. Rev. Ecol. Biol. Sol, 3, p. 473-478.
- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2013. InfoStat, versión 2013, Grupo InfoStat, FCA. Universidad Nacional de Córdoba (Argentina).
- Doucet, ME. 1980. Técnicas Básicas en Nematología del Suelo. IDIA. p. 34-43.
- Manzanilla López, RH & N Marbán Mendoza. 2012. Practical Plant Nematology. Biblioteca Básica de Agricultura. Montecillo. México. p. 89-127.
- Nombela G. & A Bello. 1983. Modificaciones al método de extracción de nematodos fitoparásitos por centrifugación en azúcar. Boletín del Servicio de Plagas Forestales, v.9, p.183-189,
- Pribyl, DW. 2010. A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. Geoderma 156(3): 75-83.
- Van Bezooijen, J. 2006. Methods and techniques for nematology. The Netherlands: Wageningen University. p. 64-67.

C2P18. RESPUESTA DE LA COMUNIDAD ALGAL AL IMPACTO DEL CASTOR

González Garraza, Gabriela[1,2]; Moretto, Alicia S[1,2]; Escobar, Julio[1] y Mansilla, Romina[1,2].

[1] Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC)- CONICET, Bernardo Houssay 200, Ushuaia, Tierra del Fuego

[2] Instituto de Ciencias Polares, Recursos Naturales y Ambiente (ICPA), Universidad Nacional de Tierra del Fuego (UNTDF), Av. Los Ñires 2382, Ushuaia , Tierra del Fuego.

aleirbag374@gmail.com, ggonzalez@untdf.edu.ar

RESUMEN

El *Castor canadensis* es un roedor originario de Estados Unidos y Canadá. Su rango de distribución se encuentra centrado en áreas con ríos y árboles, ya que utiliza los árboles maduros para su alimentación y la construcción de diques. Los diques cambian el régimen de descarga anual del río, disminuyen la velocidad de la corriente, expanden la superficie de los suelos inundados, y aumentan la retención de sedimentos y materia orgánica. En 1946, este roedor fue introducido en la provincia de Tierra del Fuego (Argentina) y es responsable de la disminución de la biomasa y volumen de los bosques de *Nothofagus* de la provincia. Este impacto conlleva a la modificación del suelo tanto en su estructura, sus parámetros físico-químicos como en la biota asociada, una vez abandonada la castorera y destruido el dique. En el marco de un proyecto de restauración de los ecosistemas australes invadidos por castores, se planteó como objetivo del presente trabajo estudiar el impacto del Castor sobre la comunidad algal y los parámetros físico-químicos del suelo. Para lo cual, se compararon dos embalses recientemente drenados, ubicados en la región sur de Tierra del Fuego, con sitios control (bosque aledaño a cada embalse). En marzo 2017, se trazaron transectas con 5 puntos en cada uno de ellos y se tomaron muestras por duplicado para la determinación de la composición, abundancia relativa y biomasa de la comunidad algal. A su vez, se registró la temperatura *in situ* y se tomaron muestras de los 10 primeros cm del suelo para la determinación de materia orgánica, nitrógeno total, densidad, capacidad de campo y textura. La mayoría de suelos estudiados se clasificaron como franco limoso a limosos. No se hallaron diferencias en la humedad a capacidad de campo, en los embalses el N total disminuyó ($p<0,05$) entre un 30 a 60 % y aumento ($p<0,05$) la compactación del suelo entre un 60 a 80 %, la materia orgánica disminuyó ($p<0,05$) un 42% al igual que la relación C/N un 37% solo en el sitio cotorras. Las microalgas presentes en los arroyos se observaron en los suelos recientemente drenados, mientras que la composición de la microbiota edáfica en los sitios control estuvo dominada únicamente por organismos heterotrófos. Las diatomeas fueron el grupo taxonómico más rico en número de especies y con mayor abundancia relativa en los suelos impactados. Por su parte, la biomasa algal mostró sus máximos valores en el suelo con mayor tiempo de drenaje (1,63 µg/cm^2) asociado con un periodo de colonización más prolongado. A partir de los resultados obtenidos, podemos evidenciar que los suelos impactados por el *Castor canadensis* y recientemente drenados son suelos degradados, donde la compactación se incrementa significativamente, afectando, entre otras variables, a la dinámica del N. A pesar de estas condiciones, se confirmó el establecimiento de la comunidad microalgal, siendo necesario un estudio a largo plazo para confirmar su desarrollo.

Palabras clave: especies invasoras, algas edáficas, suelos fueguinos

C2P19. ¿ACTUAN LOS COMPOST COMO INOCULO DE ENZIMAS MICROBIANAS?

Gonzalez-Polo, Marina; Satti, Patricia; Crego, Paula y Mazzarino, María Julia.

INIBIOMA, CONICET Universidad Nacional del Comahue. Quintral 1250, Bariloche, Argentina.
marina.gonzalezpolo@comahue-conicet.gob.ar

RESUMEN

El uso de compost como enmienda de suelos degradados es una práctica muy difundida. El compostaje de residuos orgánicos minimiza la pérdida de nutrientes, reduce volumen, semillas de malezas y los problemas sanitarios de la acumulación de residuos. El objetivo fue determinar mediante esterilizaciones de dos compost urbanos (biosólidos y residuos orgánicos urbanos), cuál es la importancia relativa de las contribuciones del compost (inóculo de microorganismos y fuente de enzimas extracelulares adsorbidas o fuente de MO) al ser agregado al suelo. Se establecieron mesocosmos con dos tipos de suelo (región Patagónica y Subantártica) y dos tipos de compost en dos condiciones, esterilizado y sin esterilizar, y se los incubó en condiciones controladas de humedad y temperatura durante aproximadamente un año. Los tratamientos en cada tipo de suelo fueron: 1) control (suelo sin agregado de compost) 2) Compost de Residuos orgánicos urbanos (CROU) 3) Compost Esterilizado de Residuos orgánicos urbanos (CROU est), 4) Compost de Biosólidos (CBIO) y 5) Compost Esterilizado de Biosólidos (CBIO est). **S**e midieron las siguientes actividades enzimáticas: β glucosidasa, fosfatasa ácida y fenol oxidasa por métodos colorimétricos. Los principales resultados muestran que la actividad enzimática de los suelos ante el agregado de compost dependió del tipo de compost y el suelo considerado. La aplicación de compost de biosólidos mostró un aumento significativo de la actividad β-glucosidasa y fosfatasa en el suelo de la estepa, pero no en suelo de ciprés. Además, la actividad fenol oxidasa de los suelos de estepa aumentó con la aplicación de ambos tipo de compost. Por último, la actividad fosfatasa del suelo de estepa cuando se agrega CBIO est fue significativamente menor a CBIO. Esto sugiere que el compost de biosólidos es una fuente importante de enzimas fosfatasas para los suelos pobres de estepa, no así para los suelos de bosques de ciprés.

Palabras claves: actividad enzimática, compost de biosólidos, compost de residuos orgánicos urbanos

INTRODUCCIÓN

El problema de la erosión del suelo es uno de los más antiguos de las sociedades agrícolas. Según datos del Censo Agrícola Nacional del año 2002 22% del total de la superficie del país están afectadas por distintos procesos y grados de desertificación. Además, se estimó para el período 1988-2002 un aumento del 15 % de las tierras cultivadas, registrándose los mayores incrementos en zonas marginales a costa del empobrecimiento del suelo (PAN 2006). Este proceso de deterioro está asociado principalmente a la disminución de la materia orgánica del suelo. En contraposición, se producen grandes cantidades de desechos orgánicos que podrían ser utilizados para restaurar y mejorar la fertilidad de estos suelos. En el año 2010 según estadísticas del Observatorio Nacional para la Gestión de Residuos Sólidos Urbanos, se generaron más de 14 millones de toneladas de residuos sólidos urbanos y en particular en la provincia de Río Negro la producción de estos residuos superaba las 128 mil toneladas. Ese mismo año se generaron 2458 km^3 por año de aguas residuales, de los cuales solo se trataron 0,29 km^3 (FAO, 2016). En Bariloche la planta depuradora trata 22.000 a 26.000 m^3 de agua por día, lo cual genera 3000 m^3 de lodos cloacales (en adelante biosólidos). En la actualidad existen planes de ampliación y construcción de nuevas plantas depuradoras en todo el país, con lo cual al volumen de biosólidos producido se incrementará en los próximos años.

En general, las normas y regulaciones internacionales recomiendan que los compuestos orgánicos (como los biosólidos o residuos orgánicos domiciliarios) sean compostados antes de ser aplicados al suelo. El compostaje minimiza la pérdida de nutrientes, reduce el volumen, las semillas de malezas y los problemas sanitarios de la acumulación de residuos (olores, patógenos y atracción de vectores) (Laos *et al.*, 2000; Houot *et al*. 2005)

Los microorganismos del suelo catalizan la transformación de la materia orgánica por medio de enzimas extracelulares, utilizando los productos de reacción como fuentes de C y energía para mantenimiento y crecimiento de sus poblaciones. La aplicación de compost produce un aumento de la actividad microbiana y enzimática del suelo (Kowaljow & Mazzarino 2007; Bastida *et al.*, 2008; Hernández *et al*., 2015). Esto podría deberse a cambios en la actividad de la comunidad microbiana y/o a que el compost funciona como inóculo (de microorganismos y enzimas adsorbidas a sus

partículas). Además, cabe preguntarse si estos cambios metabólicos de la comunidad microbiana son persistentes en el tiempo y si la magnitud del cambio depende de la comunidad microbiana presente en el suelo (diferente según el tipo de suelo) y del tipo de compost utilizado. El estudio de los cambios metabólicos de la comunidad microbiana generados por la adición de compost al suelo, es clave para entender los cambios en el funcionamiento del suelo, lo cual tendrá consecuencias positivas y negativas sobre el balance de C del suelo.

El objetivo general del trabajo fue determinar mediante esterilizaciones de dos tipos de compost, cuál es la importancia relativa de las contribuciones del compost al suelo (inóculo de microorganismos y fuente de enzimas extracelulares adsorbidas o fuente de MO) al ser agregado a dos suelos distintos. Este objetivo será abordado mediante la realización de mesocosmos de suelo y compost (esterilizado y sin esterilizar) incubados en condiciones controladas de humedad y temperatura a lo largo de aproximadamente un año.

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño experimental

Se colectó suelo del perfil superficial (10 cm) proveniente de 2 ecoregiones distintas (Patagónica y Subantártica). El suelo correspondiente a la ecoregión Patagónica (en el sector más oriental del ecotono bosque-estepa) es arenoso y fue clasificado como Xeropsamment (Ayesa *et al.*, 2002), siendo la vegetación existente la característica de la estepa arbustiva de la región. El suelo proveniente de la región Subantártica es un suelo volcánico clasificado como Udivitrandes (Ayesa et al. 2002); la vegetación en el sitio es un bosque mono-específico de ciprés de la cordillera (*Austrocedrus chilensis*). Para cada uno de los suelos, se establecieron los siguientes tratamientos: 1) control (suelo sin agregado de compost) 2) Compost de Residuos orgánicos urbanos (CROU) 3) Compost Esterilizado de Residuos orgánicos urbanos (CROU est), 4) Compost de Biosólidos (CBIO) y 5) Compost Esterilizado de Biosólidos (CBIO est). Para el tratamiento de compost esterilizado, se autoclavó compost (30 min), se incubó a temperatura ambiente 10 días y se realizó un segundo autoclavado. Para el tratamiento de compost no esterilizado se incubó el compost a temperatura ambiente por 10 días, previamente a ser adicionado. El suelo se tamizó (1cm) y se tomaron 5 submuestras para la determinación de la humedad. En mesocosmos con temperatura y humedad controladas se incubaron el equivalente a 2100 g de suelo de ciprés (16% de humedad original) y 3000 g de suelo de estepa (1% de humedad original) y se llevó a 35% y 10% de humedad respectivamente. Se dejaron estabilizar por una semana y se agregó el compost (dosis equivalente a 40 kg ha^{-1} peso seco). Se taparon los recipientes de incubación con papel film para mantener la humedad y se humedecieron semanalmente.

Variables respuesta

Se midieron en los suelos tratados las siguientes actividades enzimáticas: a) Actividad β glucosidasa: esta enzima está involucrada en el paso final de la degradación de la celulosa, la hidrólisis de celobiosa a glucosa. b) Actividad fosfatasa ácida: Esta enzima libera los fosfatos de los compuestos orgánicos. Se determinó la actividad de estas enzimas por métodos colorimétricos utilizando los sustratos específicos para cada enzima y midiendo la densidad óptica del producto de reacción (p-nitrofenol) a 410 nm. Finalmente, se determinó c) Actividad fenol oxidasa: esta enzima es de baja especificidad y está involucrada en la oxidación de polifenoles y lignina. La determinación de la actividad fenol oxidasa se realizó utilizando como sustrato L-dihidrofenilalanina. La densidad óptica del producto de reacción se midió a 460 nm (Sinsabaugh *et al.*, 1999).

Por otro lado, para evaluar el efecto de la esterilización se determinó la actividad β-glucosidasa, fosfatasa ácida y fenol oxidasa del compost esterilizado y sin esterilizar, según protocolos mencionados. La esterilización realizada sólo mantiene la actividad de las enzimas protegidas en las partículas de compost (Stursova &Sinsabaugh 2008). La actividad del compost esterilizado se comparó con la actividad enzimática del compost sin esterilizar (el cual conserva la actividad de las enzimas protegidas y las presentes en la solución del suelo), lo que permitió estimar la importancia relativa del compost como fuente de materia orgánica o inóculo de enzimas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

¿Cómo cambia la actividad enzimática con la esterilización?

El tratamiento de esterilización realizado disminuyó significativamente la actividad enzimática de los compost, el porcentaje en el cual disminuyó dependió de la actividad enzimática considerada (Figura 1). La actividad enzimática menos afectada por el tratamiento de esterilización fue la fenol oxidasa (disminuyó alrededor del 50% tanto en CROU como en CBIO) y el resto de las actividades disminuyeron entre 99 y 126%. Esta estabilización selectiva de las diversas enzimas ha sido encontrada también en distintos suelos y sustratos (Sarkar *et al.*, 1989; Stursova & Sinsabaugh 2008).

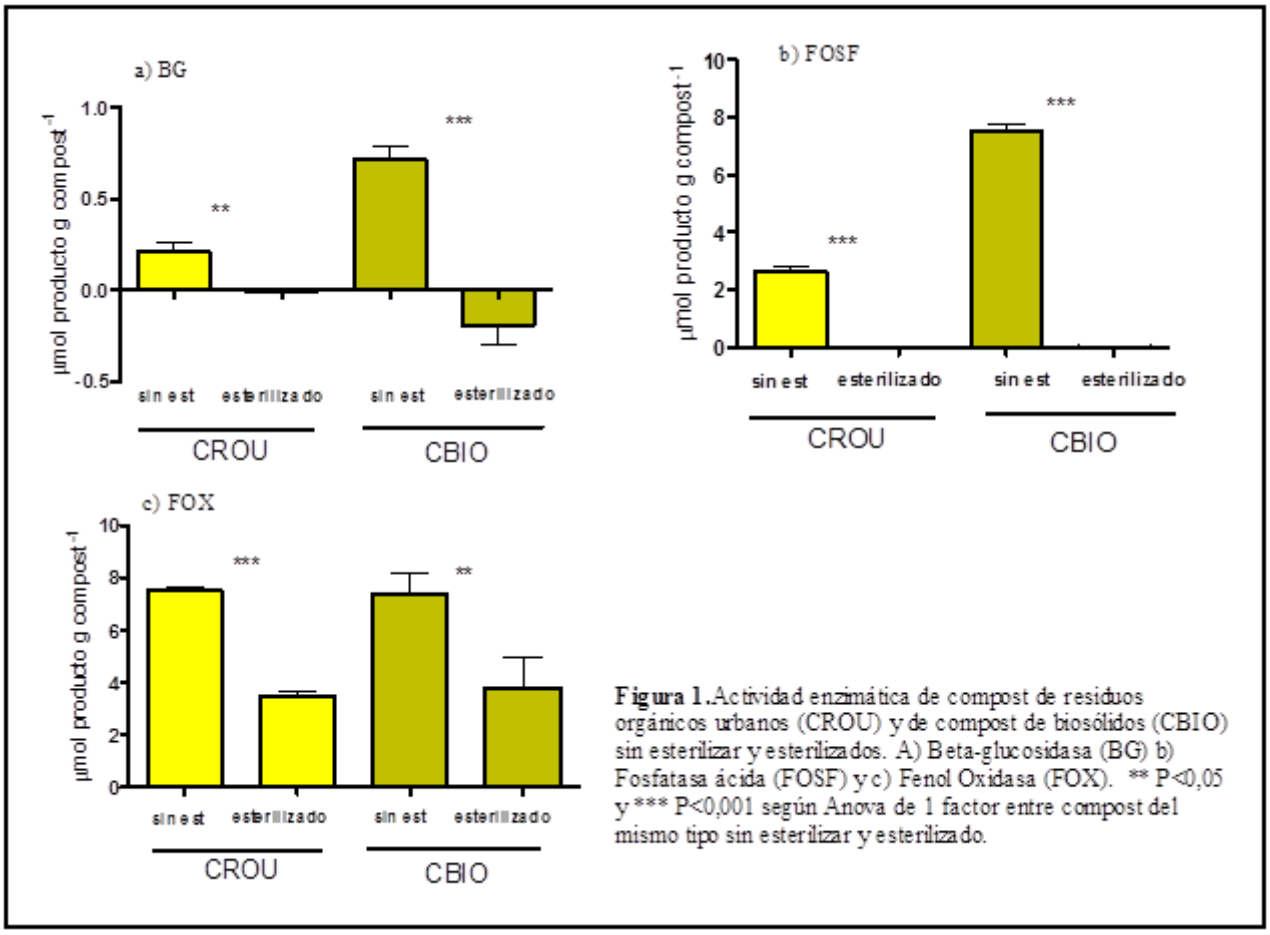


Figura 1. Actividad enzimática de compost de residuos orgánicos urbanos (CROU) y de compost de biosólidos (CBIO) sin esterilizar y esterilizados. A) Beta-glucosidasa (BG) b) Fosfatasa ácida (FOSF) y c) Fenol Oxidasa (FOX). ** P<0,05 y *** P<0,001 según Anova de 1 factor entre compost del mismo tipo sin esterilizar y esterilizado.

¿Cómo se modifica en el tiempo la actividad enzimática del suelo cuando se agregan distintos tipos de compost?

El cambio en la actividad enzimática de los suelos ante el agregado de compost dependió del tipo de compost y del suelo considerado (Figura 2). Las mayores diferencias entre los suelos enmendados y el control se hallaron para el suelo de estepa. El suelo de estepa es un suelo con muy poca materia orgánica (0,6% C y 0,04 % N) y actividad biológica lo que posibilita que los cambios puedan evidenciarse. Por el contrario, el suelo proveniente de bosque de ciprés es un suelo muy rico en materia orgánica (12,4% C y 0,66 % N) donde los cambios con el agregado de compost no representan un cambio significativo en materia orgánica y actividad biológica. Duong *et al*. (2012), reportaron que el efecto de los compost fue similar en los 2 suelos que enmendaron, sin embargo, los suelos utilizados en ese estudio, si bien eran distintos en cuanto a contenido de materia orgánica y textura no eran de valores tan extremos como los aquí utilizados.

En el suelo de ciprés, la actividad β-glucosidasa y fosfatasa no se vio incrementada respecto al control por el agregado de los compost (Figura 2 a y c). Sin embargo, la actividad β-glucosidasa de los suelos de ciprés enmendados con CBIO y CROU (tanto esterilizados como sin esterilizar) difirió entre ambos compost, siendo mayor en los suelos con el agregado de CBIO (Figura 2 a).

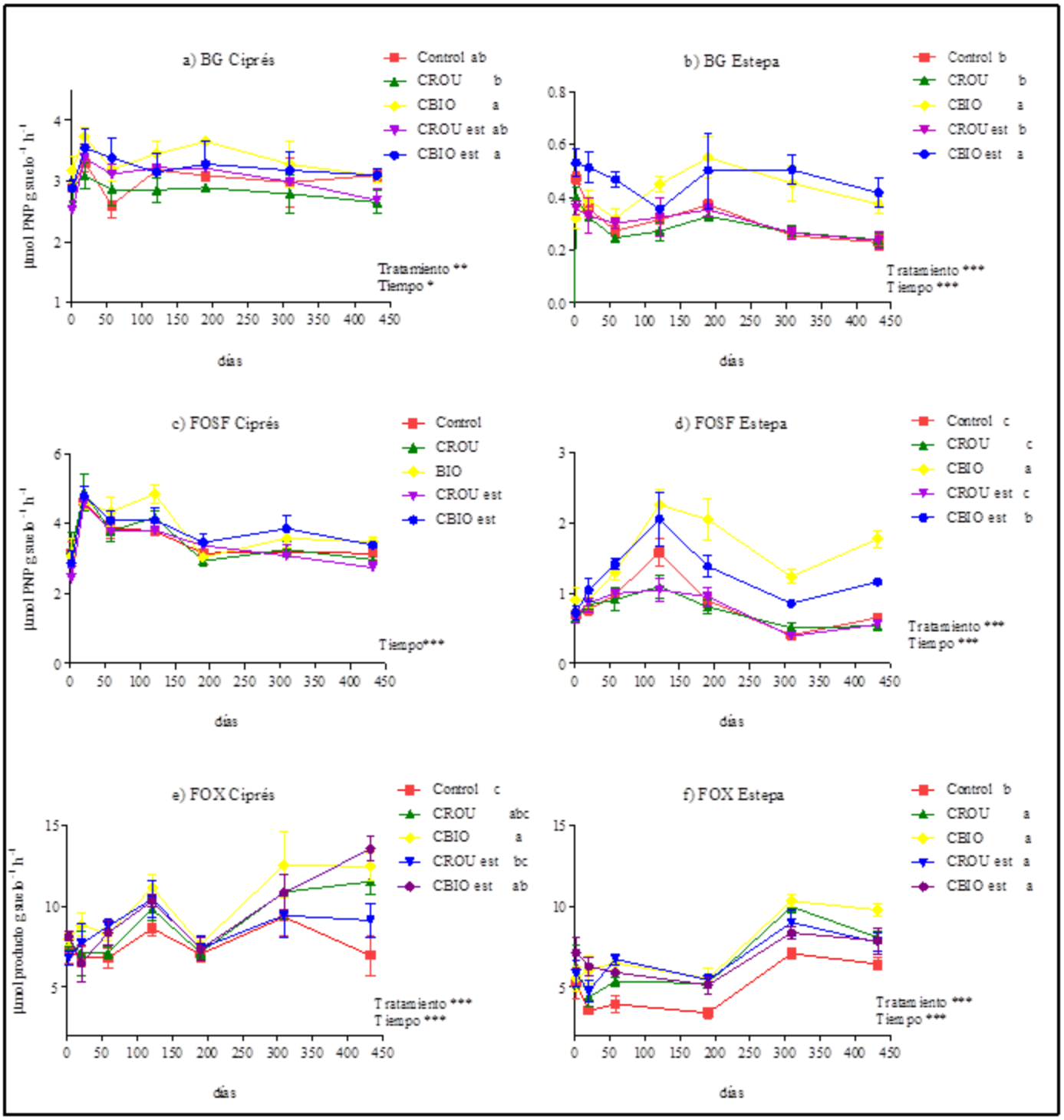


Figura 2: Actividad enzimática de los distintos mesocosmos en el tiempo. a) y b) β-glucosidasa c) y d) Fosfatasa ácida y e) y f) Fenol oxidasa. Símbolos y barras representan medias y error estándar. Los asteriscos indican significancia: **P<0,05 y *** P>0,001, según resultados del Anova de medidas repetidas en el tiempo.

La aplicación de compost de biosólidos al suelo de estepa mostró un aumento significativo de la actividad β-glucosidasa y fosfatasa en el tiempo (Figura 2 b y d), en concordancia con otros estudios que muestran el aumento de estas actividades en los suelos con agregado de residuos orgánicos (Bastida et al. 2012; García-Gil et al. 2000; Gonzalez Polo et al. 2015). Sin embargo, en contraposición, en un experimento de microcosmos, Bastidas et al (2012) mostraron que al final de la incubación de un año la actividad β-glucosidasa fue mayor en suelos con agregado de compost de residuos sólidos urbanos que compost de biosólidos.

Finalmente, la actividad fenol oxidasa de los suelos de estepa aumentó con la aplicación de ambos tipos de compost (Figura 2 f), mientras que en los suelos de ciprés solo aumentó con el agregado de compost de biosólidos (Figura 2 e). El incremento de la actividad fenol oxidasa por agregado de compost ha sido reportado por otros autores (Mazon *et al.*, 2018).

¿Actúan los compost como inóculo de microorganismos y enzimas? ¿Cambia esto según el tipo de compost y suelo enmendado?

Con excepción de la actividad fosfatasa de los suelos de estepa con CBIO y CBIO est, no se detectaron cambios en las distintas actividades enzimáticas cuando se agregó compost intacto o esterilizado a ambos tipos de suelo (Figura 2), a pesar que el tratamiento de esterilización realizado disminuyó significativamente la actividad enzimática de ambos compost (Figura 1). Esto sugiere que, en general, la comunidad de los microorganismos de suelos responde al compost como fuente de materia orgánica y que el aporte de enzimas por parte del compost no es significativo. Como excepción, la actividad fosfatasa del suelo de estepa cuando se agrega CBIO est fue significativamente menor a CBIO. Esto sugiere que el compost de biosólidos es una fuente importante de enzimas fosfatasas (Figura 2c), pero que la posibilidad de detectar este aporte depende del suelo enmendado (diferencia entre el CBIO y CBIO est en actividad fosfatasa no se detectó en el suelo de ciprés, Figura 2. c).

CONCLUSIONES

- Los diferentes tipos de compost presentan diferentes actividades enzimáticas, siendo característica la mayor actividad β-glucosidasa y fosfatasa en los compost de biosólidos.

- Los cambios en la actividad enzimática solo se evidencian en el suelo más pobre (estepa).

- El principal efecto del compost es como fuente de materia orgánica, con excepción de la actividad fosfatasa la cual disminuye significativamente con el tratamiento de esterilización en el suelo de estepa enmendado con compost de biosólidos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue realizado fondos del proyecto 04-B178 de la Universidad Nacional del Comahue.

BIBLIOGRAFÍA

- Bastida F, K Jindo, JL Moreno, T Hernández & C García. 2012. Effects of organic amendments on soil carbon fractions, enzyme activity and humus–enzyme complexes under semi-arid conditions. Eur J Soil Biol 53: 94-102
- Bastida F, E Kandeler, JL Moreno, M Ros, C García& T Hernández. 2008. Application of fresh and composted organic wastes modifies structure, size and activity of soil microbial community under semiarid climate. Appl Soil Ecol 40: 318-329
- Duong TTT, C Penfold & P Marschner. 2012. Amending soils of different texture with six compost types: impact on soil nutrient availability, plant growth and nutrient uptake. Plant Soil: 197-209
- García-Gil JC, Plaza C, P Soler-Rovira & A Polo. 2000. Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. Soil Biol Biochem32: 1907-1913
- Gonzalez Polo M, E Kowaljow, E Castán, O Sauzet &MJ Mazzarino. 2015. Persistent effect of organic matter pulse on a sandy soil of semiarid Patagonia. Biol Fert Soils 51: 241-249

- Hernández T, E Garcia & C García. 2015. A strategy for marginal semiarid degraded soil restoration: A sole addition of compost at a high rate. A five-year field experiment. Soil Biol Biochem 89: 61-71
- Houot S, G Bodineau, JN Rampon, M Annabi, C Francou & M Poitrenaud. 2005. Agricultural use of different residual waste composts - current situation and experiences in France. The future of residual waste management in Europe. ORBIT, Weimar, Germany.
- Kowaljow E & MJ Mazzarino. 2007. Soil restoration in semiarid Patagonia: Chemical and biological response to different compost quality. Soil Biol Biochem 39: 1580–1588
- Laos F, P Satti, I Walter, MJ Mazzarino & S Moyano. 2000. Nutrient availability of composted and noncomposted residues in a Patagonian Xeric Mollisol. Biol Fert Soils 31: 462-469
- Mazzon M, L Cavani, A Margon, G Sorrenti, C Ciavatta & C Marzadori. 2018. Changes in soil phenol oxidase activities due to long-term application of compost and mineral N in a walnut orchard. Geoderma 316: 70-77
- PAN. 2006. Tercer informe nacional para la implementación de la convención de las naciones unidad de la lucha contra la desertificación. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable y Programa de Acción Nacional de Lucha contra la Desertificación, Argentina. Pp 1-72
- Sarkar JM, A Leonowicz & JM Bollag. 1989. Immobilization of enzymes on clays and soils. Soil Biol Biochem 21: 223-230
- Sinsabaugh RL, MJ Klug, HP Collins, PE Yeager & SO Petersen. 1999. Characterizing soil microbial communities. En: Robertson PG, Coleman DC, CS Bledsoe & P Sollins (eds) Standard soil methods for long-term ecological research, Oxford University Press, New York. Pp 318-348
- Stursova M & RL Sinsabaugh. 2008. Stabilization of oxidative enzymes in desert soil may limit organic matter accumulation. Soil Biol Biochem 40: 550-553

C2P20. EFECTO DE LOS APORTES AÉREOS Y DE RAÍCES DE MELILOTUS SOBRE MICROORGANISMOS DEL SUELO

Gregorutti Viviana C. y Caviglia Octavio P.

INTA EEA Paraná Ruta 11 km. 12.5 Oro Verde –Entre Ríos; CONICET- Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos.
gregorutti.viviana@inta.gob.ar

RESUMEN

El impacto de los residuos vegetales aéreos y de las raíces en forma separada ha sido muy poco estudiado Numerosas investigaciones aseguran que mantener en superficie los residuos de los cultivos incrementa la abundancia y actividad de microrganismos celulíticos y nitrificadores. De igual manera, la presencia de raíces contribuye a aumentar la abundancia y actividad de dichos microorganismos en profundidad. Por lo tanto, se puso a prueba la hipótesis de que la abundancia y actividad de los microrganismos nitrificadores y celulíticos es mayor en la profundidad de 5 a 20 cm cuando sólo hay aporte de raíces, y que la abundancia y actividad de estos microorganismos es mayor en el suelo a 0-5 cm cuando sólo hay aporte de residuos en superficie. Durante dos años consecutivos (2014/2015 y 2015/2016) se llevó a cabo un estudio sobre un suelo Argiudol ácuico del INTA. Los tratamientos fueron aporte de Melilotus (*Melilotus albus* Medik.) sólo aéreo (Melilotus A), aporte Melilotus sólo de Raices (Melilotus R) y aporte de Melilotus áreo y de raíces (Melilotus A+R) y un testigo sin aportes de residuos. Se realizaron muestreos de suelo a 0-5 cm y 5-20 cm de profundidad, a los 30 y 90 días después de la supresión mediante herbicidas del Melilotus. Se determinó actividad, abundancia y eficiencia de microorganismos nitrificadores y celulolíticos. El rango de actividad nitrificadora fue 0.002-0.48 $mgNO^3g^{-1}$ yel de actividad celulolíticos 0.0001-0.18 $mgNO^3g^{-1}$ mientras que la abundancia de nitrificadores estuvo en el rango de 2.6-6 $logg^{-1}$ y la de celulolíticos entre 6.5-8.6 $logg^{-1}$. La actividad nitrificadora, a diferencia de la actividad celulolítica, estuvo más asociada a los eventos de precipitación. Los tratamientos no tuvieron los efectos planteados por las hipótesis, lo que evidencia un impacto más importante de los factores ambientales en los momentos previos al muestreo que de los tratamientos.

Palabras claves: microorganismos celulíticos, microorganismos nitrificadores, residuos.

INTRODUCCIÓN

En sistemas agrícolas actuales, los aportes aéreos de residuos de cultivos al suelo han sufrido cambios importantes. Estos cambios están dados por una creciente demanda de biomasa de cultivos tanto para biocombustibles de segunda generación como para alimentación del ganado los cuales son removidos del campo, así como la implementación de rotaciones con secuencias basadas en soja que no aportan suficiente cantidad de residuos anuales.

El manejo de los residuos provenientes de los cultivos tiene un fuerte un impacto sobre la calidad, funcionalidad y sustentabilidad de los suelos ya que influye sobre sus propiedades químicas, físicas y biológicas. El aporte de los cultivos al suelo proviene tanto de su parte aérea como de la subterránea. Numerosas investigaciones han evaluado el impacto de los residuos vegetales tanto aéreos como de las raíces sobre las propiedades del suelo (*e.g.* Kätterer *et al.*, 2011) aunque se ha investigado muy poco sobre es el impacto del aporte aéreo de los cultivos y de las raíces en forma separada.

Tanto los residuos aéreos de cultivos como los de las raíces son fuentes de ingreso de carbono al suelo y conjuntamente con la variación de la temperatura y humedad pueden tener un fuerte efecto sobre la dinámica de los microorganismos del suelo (Debosz *et al.* , 1999). Estos microorganismos tienen un rol importante en las trasformaciones dentro de los ciclos biogeoquímicos, tanto del carbono como del nitrógeno, ya que son los responsables de descomponer la materia orgánica, liberando nutrientes y transformarlos en sustancias asimilables para las plantas (Chaudhry *et al.* , 2012).

Se ha documentado que mantener en superficie los residuos de los cultivos proporciona aumentos significativos de la abundancia y actividad de microrganismos celulíticos y nitrificadores (Toresani *et al.* , 1998). Por otra parte, se cree que la presencia de raíces y la calidad de las mismas contribuye a aumentar la abundancia y actividad de los microorganismos en profundidad. Por lo tanto, en el presente trabajo se puso a prueba la hipótesis de que la abundancia y actividad de los microrganismos nitrificadores y celulíticos es mayor en la profundidad de 5 a 20 cm cuando sólo hay

aporte de raíces y que la abundancia y actividad de estos microorganismos es mayor en el suelo a 0-5 cm cuando sólo hay aporte de residuos en superficie.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se llevó a cabo un estudio sobre un suelo Argiudol ácuico de la Serie Tezanos Pinto (Plan Mapa de Suelos, 1998), ubicado en la Estación Experimental Paraná del INTA (31º50,9´S; 60º32,3´O). El mismo se realizó durante dos años consecutivos (2014/2015 y 2015/2016) y el diseño experimental utilizado fue en bloques completos al azar con 4 repeticiones. Inicialmente por bloque se dispusieron 4 parcelas al azar, dos de las cuales quedaron en barbecho y dos fueron sembradas con melilotus (*Melilotus albus* Medik.). La siembra fue realizada el 14/04/2014 y el 21/04/2015 respetando la ubicación de los tratamientos en las mismas parcelas en ambos años. Se controlaron las malezas a lo largo del desarrollo del cultivo y las parcelas barbecho se mantuvieron sin malezas mediante control químico y mecánico. El 16/10/2014 y el 16/10/2015 respectivamente, se aplicó herbicidas para suprimir el cultivo. Al momento de la supresión del cultivo, una de las parcelas de melilotus fue cortada al ras del suelo y su parte aérea fue trasladada a una de las parcelas en barbecho resultando en una parcela con aporte sólo de biomasa aérea (Melilotus A) y una parcela con sólo aporte de raíces de melilotus (Melilotus R). La parcela restante con cultivo de melilotus recibió el aporte tanto de biomasa aérea y como de las raíces (Melilotus A+R). Se utilizó como testigo una parcela que permaneció en barbecho y se mantuvo libre de malezas durante los dos años de experimentación.

Se tomaron muestras de suelo de 0 a 5 cm y de 5 a 20 cm de profundidad, a los 30 y 90 días luego de la supresión del cultivo, corte y traslado de la biomasa (30dds y 90dds) durante los dos años consecutivos (2014/2015 y 2015/2016). Las muestras colectadas fueron secadas al aire, molidas y tamizadas con tamiz de 2mm y conservadas en heladera para su posterior análisis.

La actividad nitrificadora se cuantificó mediante la producción de nitratos a partir de un sustrato con exceso de fosfato de amonio después de 24 h de incubación. Por duplicado, se colocaron 20g de suelo tamizado por 2mm de cada muestra en un erlenmeyer con 50 ml de fosfato de amonio por duplicado (NH_4^+ 1.5 mM y PO_4^{3-} 1 mM). Una réplica fue analizada inmediatamente (inicial) y la otra réplica fue incubada durante 24h con agitación para garantizar la actividad de la enzima. Las muestras se filtraron (papel de filtro) y se les midió la cantidad de nitrato por espectrofotometría (Waring & Bremmer, 1964). La cantidad de nitrato formado se determinó como la diferencia entre el nitrato de la muestra incubada y la inicial. Los resultados se expresaron como miligramo de nitrato por gramo de suelo (mg g^{-1}).

Para la determinación de la actividad celulolítica se cuantificó la actividad de la enzima β-glucosidasa mediante la producción de glucosa a partir de un sustrato con exceso de celobiosa después de 24 h de incubación (Alef & Nannipieri 1995; Vazquez *et al.* 2004). Por duplicado, se colocaron 20 g de suelo de cada muestra en un erlenmeyer con 50 ml de la solución con celobiosa y azida sódica (NaN_3) al 0.2 %, como biocida (Alef & Nannipieri 1995). La réplica fue incubada durante 24 h con agitación, mientras que a la otra fue analizada inmediatamente (inicial). Ambas replicas fueron filtradas con papel de filtro y se les determinó el contenido de glucosa por colorimetría, mediante el método de coloración de azucares totales (Robertson *et al.* 1999). La cantidad de glucosa formada por la enzima β-glucosidasa se determinó como la diferencia entre la cantidad de glucosa de la muestra incubada y la inicial. Los resultados se expresaron como miligramos de glucosa por gramo de suelo (mg g^{-1}).

De cada muestra, se pesó 1 g de suelo tamizado por 2 mm y se suspendió en 100 ml de agua destilada estéril. A partir de esta suspensión, se realizaron diluciones seriadas al décimo y se sembraron alícuotas en medios selectivos líquidos para las diferentes comunidades funcionales. Las abundancias se determinaron a través de la técnica del número más probable (NMP) con la tabla de Mc. Grady para 3 diluciones (Lorch *et al.* 1995). Los resultados se expresaron en log10 del número de microorganismos nitrificadores o celulolíticos por gramo de suelo (log g^{-1}).

Para la determinación de la abundancia de microorganismos nitrificadores se preparó un sustrato en base a una fuente de carbono y energía, una base mineral y agua destilada. Se sembró 1 ml de cada una de las diluciones de suelo por triplicado en 3 tubos de hemólisis conteniendo 2 ml del medio específico. Se incubaron por 28 días a 28-30 ºC. Por otra parte, para determinar la abundancia de microorganismos celulolíticos se preparó un sustrato en base a una fuente de carbono y energía, una base mineral y agua destilada Se sembró 1 ml de cada una de las diluciones de suelo por triplicado en tubos de ensayo conteniendo 3 ml de medio. Después de 15 días de incubación a 28-30 ºC.

Se calcularon los índices de Eficiencia de Nitrificación y Eficiencia de Celulolisis como la relación entre la abundancia de cada comunidad funcional microbiana y la actividad enzimática respectiva (Chu *et al.*, 2008). Los índices se expresaron en porcentaje (%).

Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) para evaluar el efecto de los tratamientos, momentos de muestreo y profundidad sobre las variables estudiadas. El software utilizado fue INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2011). Cuando el ANOVA indicó diferencias significativas ($p < 0.05$), se compararon las medias de los factores utilizando el test de Duncan ($\alpha = 0.05$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante el primer año del experimento (16/10/2014 al 20/04/2015) la precipitación acumulada fue de 827.4 mm y la temperatura media mensual estuvo entre 21.6 y 24.9 °C y en el segundo año (16/10/2015 a 20/04/2016) la precipitación acumulada fue de 1056.4 mm y la temperatura media mensual entre los 18.9 y 26.4°C (Figura 1).

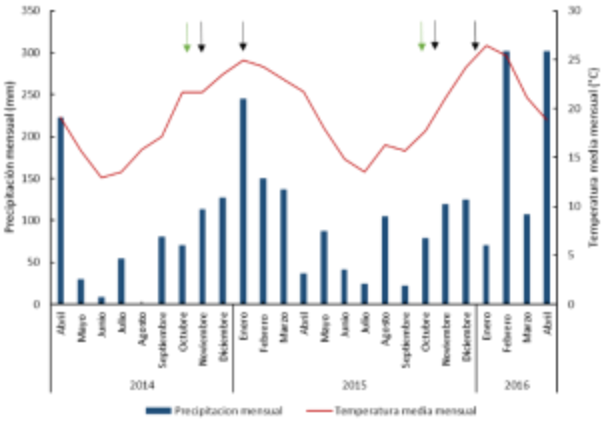


Figura 1. Precipitación acumulada mensual (mm) y temperatura media mensual (°C) durante el periodo de duración del experimento, desde octubre de 2014 hasta abril de 2016. Flechas negras indican los momentos de muestreo y flecha verde indica el momento de aplicación de herbicida para la supresión del cultivo, corte y traslado de la biomasa de melilotus.

La actividad nitrificadora fue significativamente mayor en la profundidad de 0 a 5 cm cuando se consideraron todos los tratamientos y momentos de muestreo ($p < 0.0001$). Durante los dos años del experimento, se hallaron valores de entre 0.01 y 0.48 mg de NO_3 g^{-1} suelo en la profundidad de 0 a 5 cm, y en la profundidad de 5 a 20 cm los valores hallados estuvieron entre 0.002 y 0.24 mg de NO_3 g^{-1} suelo. Valores medios similares fueron reportados por Noe & Abril (2009) para la región del Chaco Árido (0.19 mg NO_3 g^{-1}).

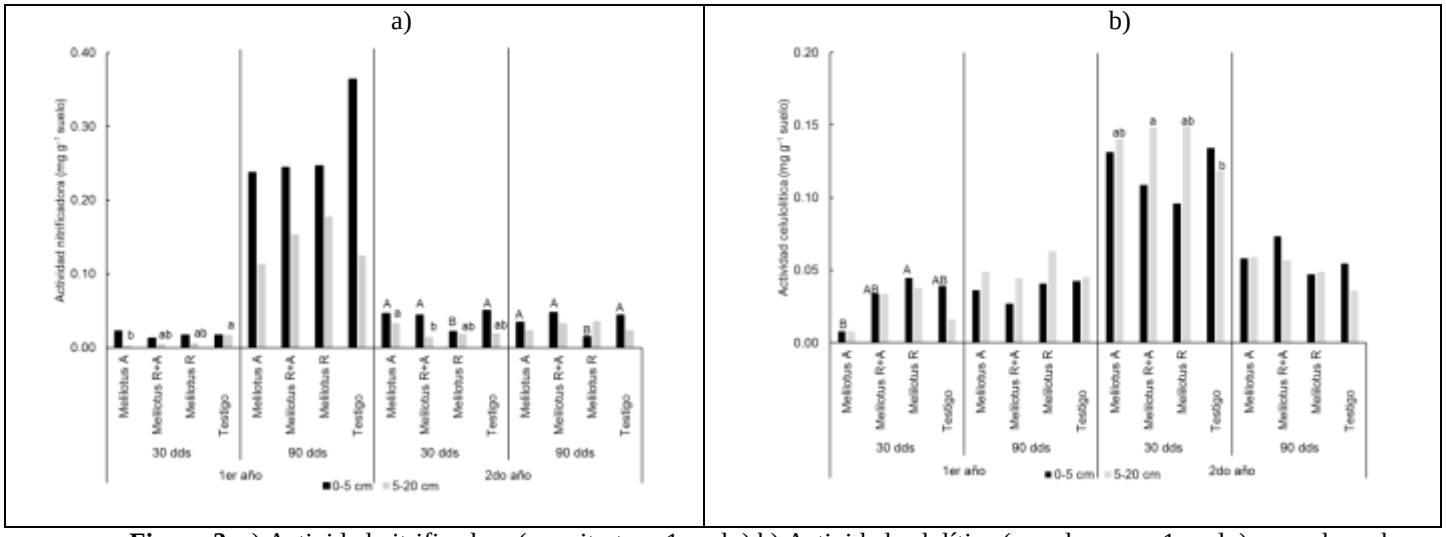


Figura 2. a) Actividad nitrificadora (mg nitrato g-1 suelo) b) Actividad celulítica (mg glucosa g-1 suelo) en suelo en las profundidades en 0-5 cm (barras negras) y 5-20 cm (barras grises) para los tratamientos biomasa aérea de melilotus (Melilotus A),

planta entera de melilotus (Melilotus A+R), raíces de melilotus (Melilotus R) y Testigo, a los 30 y 90 días después de la aplicación del herbicida, corte y traslado de biomasa en los dos años de experimentación (2014/2015 y 2015/2016).
Letras mayúsculas muestran diferencias significativas (α=0.05) entre tratamientos en la profundidad 0-5 y letras minúsculas muestran diferencias significativas (α=0.05) entre tratamientos para la profundidad 5-20 cm, para cada momento de muestreo.

Se encontraron diferencias significativas entre momentos de muestreo ($p < 0.05$), en el muestreo 90dds del primer año la actividad nitrificadora fue significativamente mayor con respecto a los demás muestreos, lo cual podría deberse a que el muestreo a los 90dds coincide con altos valores de precipitación mensual acumulada (Figura 1). Numerosos trabajos concluyen que el crecimiento microbiano y la actividad están estrechamente vinculados con los cambios en humedad del suelo y temperatura (Bell *et al.* , 2008,Clark *et al.* , 2009). Observando cada momento de muestreo y profundidad por separado, la actividad nitrificadora mostró diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos en algunos momentos y profundidades durante los dos años de experimentación (Figura 2a). A los 30dds del primer año, la diferencia se observó en profundidad donde el tratamiento Melilotus A se diferenció del testigo quien mostró el mayor valor de actividad. Por otra parte, a los 30dds del segundo año las diferencias fueron encontradas en ambas profundidades donde el Melilotus R mostró el menor valor y se diferenció del resto de los tratamientos en la profundidad de 0 -5 cm y en 5-20 Melilotus R+A mostró el menor valor de actividad. Asimismo, a los 90dds del segundo año, el Melilotus R también se diferenció significativamente del resto de los tratamientos en el estrato superior (0-5 cm) mostrando el menor valor de actividad (Figura 2a).

La actividad celulolítica mostró diferencias significativas entre los momentos de muestreo ($p < 0.001$) y los tratamientos ($p = 0.05$). Los valores encontrados estuvieron entre 0.0001 y 0.18 mg g^{-1} suelo para ambas profundidades, respectivamente. A los 30dds del primer año, esta variable, mostró diferencias significativas entre los tratamientos sólo en la profundidad 0-5 cm ($p < 0.05$) mostrando el mayor valor de actividad, el tratamiento Melilotus R. Sin embargo, en el segundo año del experimento a los 30dds se encontraron diferencias entre tratamientos en la profundidad 5-20 cm siendo el Melilotus R+A el tratamiento con mayor actividad (Figura 2b). Resultados similares de actividad encontraron Debosz *et al.* (1998) en un experimento con dos niveles de materia orgánica en el cual reportaron una mayor actividad celulolítica cuando hubo mayor contenido de materia orgánica.

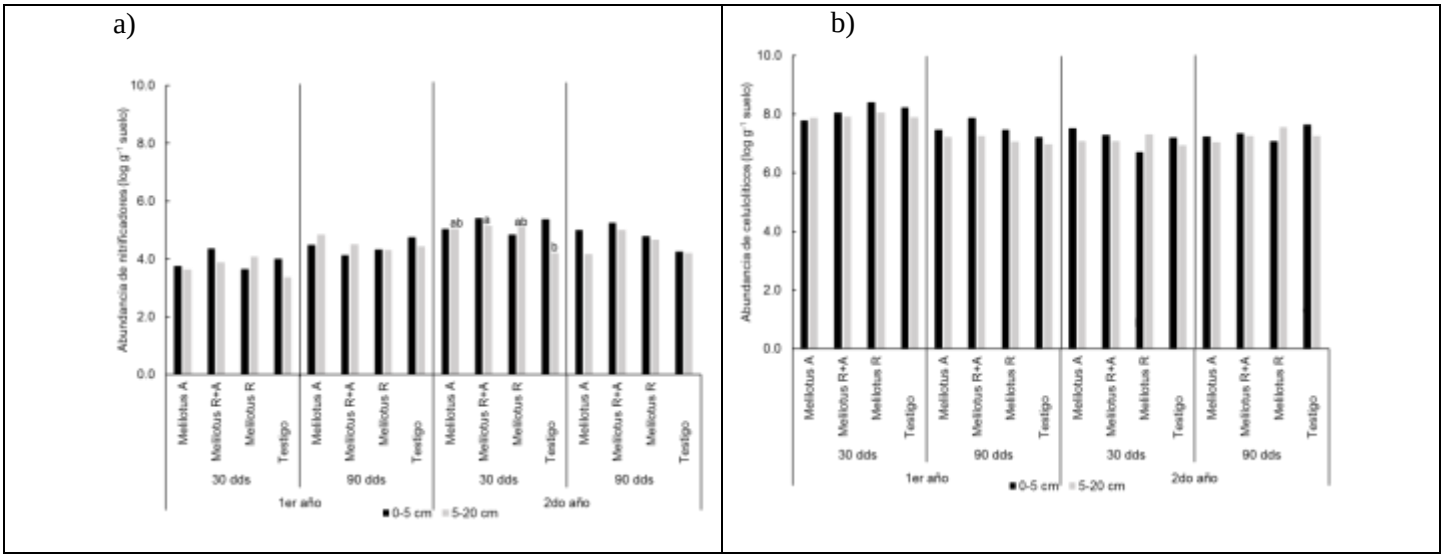


Figura 3. a) Abundancia de microorganismos nitrificadores (log g-1 suelo) b) abundancia de microorganismos celulolíticos (log g-1 suelo)en suelo en las profundidades en 0-5 cm (barras negras) y 5-20 cm (barras grises) para los tratamientos biomasa aérea de melilotus (Melilotus A), planta entera de melilotus (Melilotus A+R), raíces de melilotus (Melilotus R) y Testigo, a los 30 y 90 días después de la aplicación del herbicida, corte y traslado de biomasa en los dos años de experimentación (2014/2015 y 2015/2016).
Letras mayúsculas muestran diferencias significativas (α=0.05) entre tratamientos en la profundidad 0-5 y letras minúsculas muestran diferencias significativas entre tratamientos para la profundidad 5-20 cm, para cada momento de muestreo.

La abundancia de microorganismos nitrificadores en el experimento estuvo entre 2.6 y 6 log g^{-1}. Valores similares fueron reportados por Noe & Abril (2008) quienes informaron para la región del Chaco Árido 3.12 log g^{-1} de abundancia para la temporada húmeda y 2.67 log g^{-1} para la temporada seca. Se hallaron diferencias significativas para la abundancia de nitrificadores entre momentos de muestreos ($p < 0.005$), los mayores valores se obtuvieron a los 30dds del segundo año

y los menores valores a los 30dds del primer año. Analizando cada muestreo y profundidad en particular, se observó que solo hubo diferencias significativas entre los tratamientos en el muestreo de 30dds del segundo año de estudio en la profundidad 5-20cm donde el tratamiento Melilotus R+A mostró el mayor valor con respecto al resto de los tratamientos (Figura 3a). Estos resultados podrían deberse a los cambios de temperatura y humedad durante los dos años de experimentación ya que algunos autores aseguran que estos cambios son afectan la abundancia de los nitrificadores (Meier *et al.,* 2008). Asimismo, Noe &Abril (2013) reportaron que la alta abundancia de los nitrificadores en el Chaco árido durante la estación lluviosa podría tener una relación directa con las precipitaciones registradas durante el período, sin embargo, aseguraron que en la ecorregión de Monte, la variación de las precipitaciones no produjo cambios en la abundancia de nitrificadores.

La abundancia de microorganismos celulíticos en el conjunto de los datos mostró diferencias significativas entre momentos de muestreo ($p < 0.05$) encontrándose la mayor abundancia de celulolíticos a los 30 dds del primer año de experimentación. Además, se encontraron diferencias entre profundidades ($p < 0.05$) siendo la profundidad 0-5 cm la que mostró el mayor valor con respecto a 5-20 cm (7.9 vs 7.6 log g^{-1}). Similarmente, Toresani *et al.* (1998) en un experimento sobre un suelo Argiudol ácuico indicaron que la población de celulolíticos fue 2.5 veces mayor en los primeros 5 cm del suelo en comparación con el estrato 5-10 cm. Sin embargo, al analizar cada profundidad no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos en los diferentes momentos de muestreo (Figura 3b).

La eficiencia de nitrificación y celulolisis mostraron diferencias significativas entre profundidades ($p < 0.0001$ y $p < 0.03$), momentos ($p < 0.0001$ y $p < 0.0001$) y tratamientos ($p < 0.0001$ y $p < 0.0001$).

La eficiencia de nitrificación fue mayor en superficie (0-5 cm) en comparación con 5-20 cm (2.6 vs 1.15%). Con respecto a los tratamientos, el testigo mostró el mayor valor y se diferenció significativamente del Melilotus A (1.82 vs 1.55 %). A los 90dds del primer año se encontraron los mayores valores de eficiencia de nitrificación (*c.a.* 7.6%) esto coincide con la precipitación ocurrida en los días previos al muestreo de suelos. A los 30dds y 90dds del primer año se encontraron diferencias entre tratamiento en profundidad (5-20 cm) y a los 90dds, también se encontraron diferencias en el estrato 0-5 cm, mostrando el testigo el mayor valor de eficiencia con respecto al resto de los tratamientos (Figura 4a). Asimismo, en el segundo año de estudio el testigo volvió a diferenciarse del resto mostrando el mayor valor de eficiencia en superficie sólo a los 90dds sin embargo, fue menos eficiente que el resto a los 30dds en 0-5 cm (Figura 4a).

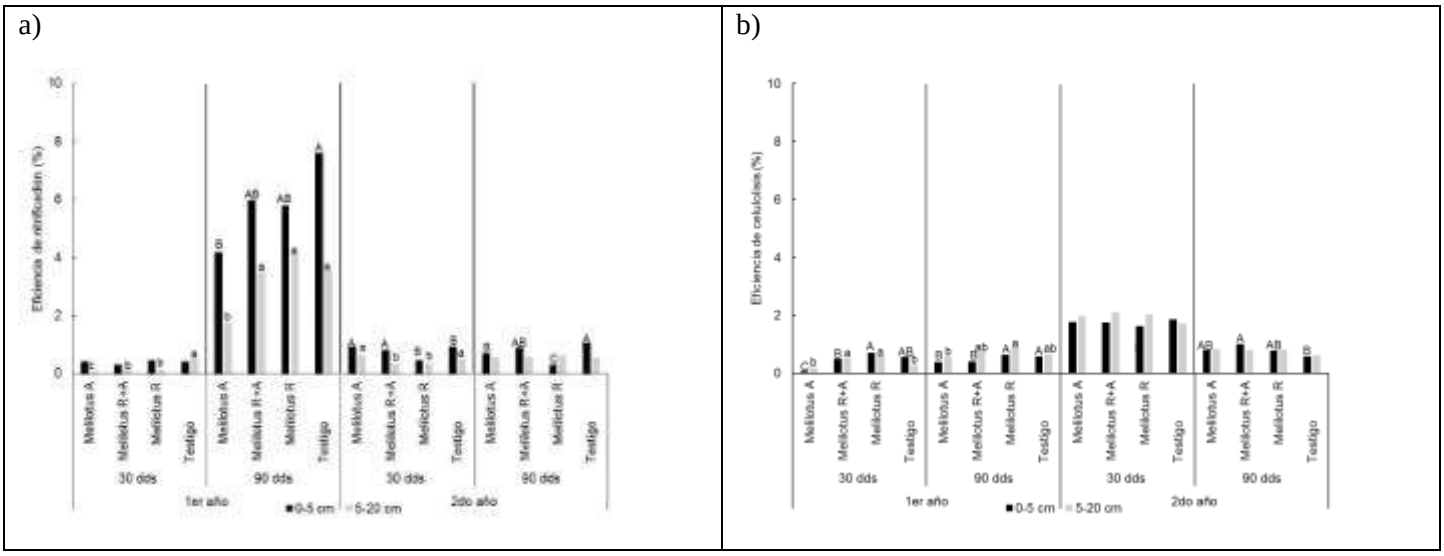


Figura 4. a) Eficiencia de nitrificación (%) b) eficiencia de celulolisis (%)en suelo en las profundidades en 0-5 cm (barras negras) y 5-20 cm (barras grises) para los tratamientos biomasa aérea de melilotus (Melilotus A), planta entera de melilotus (Melilotus A+R), raíces de melilotus (Melilotus R) y Testigo, a los 30 y 90 días después de la aplicación del herbicida, corte y traslado de biomasa en los dos años de experimentación (2014/2015 y 2015/2016).

Letras mayúsculas muestran diferencias significativas ($\alpha=0.05$) entre tratamientos en la profundidad 0-5 y letras minúsculas muestran diferencias significativas entre tratamientos para la profundidad 5-20 cm, para cada momento de muestreo.

Se encontraron los mayores valores de eficiencia de celulolisis a los 30 dds del segundo año de estudio (*c.a.* 1.8 %). Por otra parte, el tratamiento Melilotus A+R y Melilotus R mostraron los mayores valores en comparación con el resto de los tratamientos (0.91 vs 0.85 %). Al analizar cada momento y profundidad, se encontraron diferencias entre los tratamientos en el primer año de estudio (30 y 90dds) en las dos profundidades (0-5 y 5-20 cm) mostrando los mayores

valores de eficiencia el tratamiento Melilotus R (Figura 4b). En el segundo año de estudio sólo hubo diferencias entre tratamientos a los 90dds en superficie donde el Melilotus R+A fue significativamente mayor que el Testigo (Figura 4b).

CONCLUSIONES

No se evidenció un efecto claro del aporte de residuos aéreos y subterráneos del cultivo de melilotus sobre la actividad, abundancia y eficiencia de los microorganismos celulolíticos y nitrificadores en las dos profundidades estudiadas. Sin embargo, luego de 30 días después de haber suprimido el cultivo de melilotus, la actividad de los microrganismos estudiados fue menor cuando sólo hubo aporte de residuos aéreos del cultivo.

La actividad nitrificadora, a diferencia de la actividad celulolítica, estuvo más asociada a los eventos de precipitación. Los tratamientos no tuvieron los efectos planteados por las hipótesis, lo que evidencia un impacto más importante de los factores ambientales en los momentos previos al muestreo que de los tratamientos.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al personal del Grupo de Recursos Naturales del INTA Paraná por su valiosa contribución en la conducción del experimento y en el análisis de laboratorio. Este trabajo fue financiado por INTA (PNSUE-1134042 y ERIOS-1263102), beca res.1126/13 y el proyecto PICTO 2009-0220 (FONCyT-INTA-UNER-CAFESG).

BIBLIOGRAFÍA

- Alef K & P Nannipieri. 1995. Cellulase activity. *En*: Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. Alef K, Nannipieri P (Eds.). Academic Press. London, Reino Unido. Pp. 345-349.
- Chaudhry, V; A Rehman; A Mishra; PS Chauhan & CS Nautiyal.2012. Changes in Bacterial Community Structure of Agricultural Land Due to Long-Term Organic and Chemical Amendments. Microb. Ecol. 64, 450–460. https://doi.org/10.1007/s00248-012-0025-y.
- Clark, JS; JH Campbell; H Grizzle; V Acosta-Martìnez & JC Zak, 2009. Soil microbial community response to drought and precipitation variability in the chihuahuan desert. Microb. Ecol. 57, 248–260. https://doi.org/10.1007/s00248-008-9475-7.
- Debosz, K; PH Rasmussen & AR Pedersen. 1999. Temporal variations in microbial biomass C and cellulolytic enzyme activity in arable soils: Effects of organic matter input. Appl. Soil Ecol. 13, 209–218. https://doi.org/10.1016/S0929-1393(99)00034-7.
- Kätterer, T; MA Bolinder; O Andrén; H Kirchmann & L Menichetti. 2011. Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. Agric. Ecosyst. &Environ. 141: 1-2, 184-192.
- Lorch HJ, Benckieser G & JC Ottow. 1995. Basic methods for counting microorganisms in soil and water. En: Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. Alef K, Nannipieri P (Eds.). Academic Press. London, Reino Unido. Pp 146-161.
- Noe, L & A Abril. 2013. Es la nitrificación un proceso redundante en regiones áridas?: actividad, abundancia y diversidad de microorganismos nitrificadores. Revista chilena de historia natural, 86(3), 325-336.
- Noe, L & A Abril. 2009. Celulolisis y nitrificación de restos orgánicos en suelos áridos sobrepastoreados del centro de Argentina. 2009. XVIII Congreso Latinoamericano de Ciencia del Suelo. San José, Costa Rica.
- Noe, L & A Abril. 2008. Interacción entre calidad de restos vegetales, descomposición y fertilidad del suelo en el desierto del Monte de Argentina. Ecología austral, 18(2), 181-193.
- Robertson, GP; DC Coleman; CS Bledsoe & P Sollins.1999. Standard soil methods for longterm ecological research. Oxford University Press. New York, Estados Unidos.
- Toresani S; E Gomez; B Bonel; V Bisaro & S Montico. 1998. Cellulolytic population dynamics in a vertic soil under three tillage systems in the Humid Pampa of Argentina. Soil Tillage Res. 49, 79–83. https://doi.org/10.1016/S0167-1987(98)00157-3
- Vazquez, F; MD Vallejo-Herrera; L de Figueroa & ME Toro. 2004. Extracellular hydrolytic emzymes produced by yeast. En: Methods in Biotechmnology: Environmental Biology. Spencer JFT, Ragout de Spencer AL (Eds.). Humano Press. Totowa, Estados Unidos. Pp 285-299.
- Waring SA & JM Bremner. 1964. Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability. London Nature 201(4922): 951-952

C2P21. MORFOLOGÍA DE UN CILIADO (PROTISTA) EDÁFICO DEL PARQUE PROVINCIAL SALTO ENCANTADO, MISIONES

Küppers, Gabriela C.[1]; Alfaro, Elisa R.[1] y González Garraza, Gabriela C.[2]

1 Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia" MACN-CONICET. Av. Ángel Gallardo 470. Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Argentina. gabrielakuppers@gmail.com

2 Centro Austral de Investigaciones Científicas (CADIC)- CONICET, Bernardo Houssay 200; Instituto de Ciencias Polares, Recursos Naturales y Ambiente (ICPA), Universidad Nacional de Tierra del Fuego (UNTDF), Fueguia Basket 251, Ushuaia, Tierra del Fuego.

Los protistas terrestres se desarrollan en el intersticio entre las partículas del suelo, en la hojarasca y detritos sobre el que viven musgos y líquenes, donde se forma una película de agua superficial. Suelen formar estructuras de resistencia frente a condiciones adversas de humedad y temperatura y están íntimamente relacionados a las bacterias en el reciclado de nutrientes del que dependen las plantas. A pesar de esto, la diversidad de protistas ciliados en particular y el rol que desempeñan en el ecosistema edáfico son prácticamente desconocidos en nuestro país. En este trabajo, se describe la morfología de un ciliado encontrado en muestras edáficas vinculadas a un tronco en descomposición, recolectadas en un sendero del Parque Provincial Salto Encantado, Misiones, en noviembre de 2017. Las muestras fueron procesadas en el laboratorio siguiendo el método del non-flooded Petri dish y los ciliados fueron extraídos mediante micropipetas, observados al microscopio óptico en vivo y luego de la impregnación argéntica con Protargol. *Australocirrus* sp. es un hipotrico de tamaño relativamente grande de alrededor de 180-330 µm de longitud y 60-120 µm de diámetro, que posee una coloración castaño-verdosa y se caracteriza por presentar un aparato oral conspicuo, con sus membranas ondulantes curvadas y entrecruzadas y 38-48 membranelas, grupos discretos de 18 cirros frontales, ventrales y transversos, 2 hileras marginales de cirros, hileras dorsales de cerdas y 3 cirros caudales. El aparato nuclear consta de 2 macronúcleos y 4-6 micronúcleos. Presenta una vacuola contráctil con canales colectores anterior y posterior conspicuos y se alimenta de algas verdes, euglénidos, diatomeas y amebas testáceas, que pudieron observarse en el interior de las vacuolas digestivas. La coloración castaña se debe a la presencia de inclusiones citoplasmáticas. La característica más notoria y que la diferencia de las otras especies dentro del género es la presencia de gránulos corticales incoloros, que se disponen en grupos alrededor de las cerdas dorsales, entre las hileras dorsales y ventralmente de forma irregular. Por su morfología particular, *Australocirrus* sp. podría tratarse de una especie nueva para la ciencia, descubierta en un Área Natural Protegida en la que estos microorganismos eran desconocidos hasta el momento. La ecorregión Paranaense presenta una elevada biodiversidad en general que, en las últimas décadas sufre de amenazas como la tala indiscriminada de bosques, los incendios forestales y el uso inapropiado de agroquímicos que junto al monocultivo, contribuyen a la erosión del suelo y a la consecuente pérdida de biodiversidad. De esta manera, el estudio de la diversidad de ciliados del ecosistema edáfico y el hallazgo de especies nuevas podría constituir un aporte para programas de manejo y evaluación del estado de conservación de áreas naturales. Agradecimientos: ANPCyT PICT 2015 1244, préstamo BID; Ministerio de Ecología, Recursos Naturales y Turismo de la provincia de Misiones, autorización según disposición Nº 056, 26/09/2017.

Palabras claves: Protista, ciliados, especie nueva

C2P22. PRÁCTICAS AGRÍCOLAS Y SU EFECTO SOBRE LA MICORRIZACIÓN, NUTRICIÓN FOSFATADA Y PRODUCCIÓN DEL CULTIVO DE TOMATE

Lorenzo, María G.; Furlán, Darío A.; Martinez, Laura E., Miño, Paula C. y Mesa, Ignacio A.

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Cuyo. Alte. Brown 500 Chacras de Coria, Luján de Cuyo, Mendoza. Argentina.
glorenzo@fca.uncu.edu.ar

RESUMEN

La demanda actual de tomate para industria en Argentina no logra ser satisfecha por la producción nacional, generándose un déficit de 185 mil t. Ante la necesidad de mantener una alta productividad y a los fines de disminuir el uso de compuestos de síntesis química se propone conocer el efecto de prácticas que mejoren la biodiversidad edáfica y favorezcan el crecimiento y el rendimiento de este cultivo. El enguanado, uso de acolchados plásticos (mulching) y riego por goteo incrementan la producción, pero aún no se ha evaluado si estos aumentos en la producción son coincidentes con un incremento en la biota del suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar si la aplicación de guano, con y sin uso de acolchado plástico, mejora la microflora del suelo en general y en particular la micorrización y en consecuencia la nutrición fosfatada, con efecto en el aumento del crecimiento y la producción del cultivo de tomate para industria (*Solanum lycopersicum* L.). El ensayo se realizó en el INTA-EEA La Consulta, Mendoza, Argentina, en un suelo torrifluvent típico, la variedad utilizada fue HMX3861. El diseño estadístico fue de parcelas al azar, con siete repeticiones, la unidad de muestreo fue la planta. Se evaluaron los siguientes tratamientos: con mulching (M) y guano (G) 10 t ha^{-1}, con M sin G, sin M y con G y sin M ni G. Se evaluó la biomasa aérea y radical, bacterias y hongos aerobios totales, actividad microbiana total del suelo, porcentaje de micorrización, absorción total de fósforo (P), el rendimiento y sus componentes. El efecto sinérgico de la aplicación de guano con mulching incrementó la producción (48% respecto del tratamiento sin M ni G), el área foliar y la masa radical, como así también aumentó la actividad microbiana total, porcentaje de micorrización y absorción total de fósforo.

Palabras clave: *Solanum lycopersicum* L., mulching plástico, enguanado

INTRODUCCIÓN

El enguanado es una práctica ancestral que actualmente se sigue fomentando en el cultivo de tomate para industria (PITI 2016) porque se sabe que tiene un efecto positivo sobre el crecimiento y rendimiento del cultivo. Se reconoce una mejora en los rendimientos obtenidos en cultivos de tomate en el orden del 20% proveniente por este manejo (Argerich *et al.*, 2005) y de un 30% cuando esta práctica se realiza sumado al uso del acolchado plástico y riego por goteo (Argerich *et al.*, 2007, 2008, 2009). Los beneficios producidos por el guano están relacionados a un conjunto de efectos desde el punto de vista químico como el aporte de nutrientes y físicos del suelo, aun cuando se utiliza riego por goteo (Rayen *et al.*, 2006; Rodríguez, 2010). Pero lo más promisorio de estos beneficios productivos es el efecto en las características biológicas, principalmente por un aumento de la exudación enzimática de raíces y el incremento de la biota microbiana que favorece el suministro o disponibilidad de nutrientes y estimula procesos regenerativos de los suelos (Castillo *et al*., 2004; Rayen *et al*., 2006; Adriano *et al*., 2011; Gloria *et al*., 2014).

La micro flora del suelo es fundamental para mantener la capacidad productiva de los cultivos, por lo que favorecer la biota edáfica es de carácter prioritario en la conservación de los suelos. Por otro lado el uso de abonos orgánicos como mejoradores de la parte física y química del suelo, resulta de gran importancia en la incorporación como parte de las fertilizaciones compensativas de los requerimientos nutricionales de los cultivos.

Por su parte las micorrizas arbusculares, en simbiosis con las plantas, mantienen la capacidad productiva, preservan la biodiversidad y contribuyen en una producción más estable y sostenida a largo plazo en equilibrio con el entorno. Esta adaptabilidad en la biota del suelo, así como en el proceso infectivo benéfico que reciben las plantas permite con las micorrizas arbusculares una mejor asimilación de los nutrientes, produciendo un aumento de la producción y mayor calidad biológica de ésta, bajando los costos productivos en la nutrición del cultivo (Rayen *et al*., 2006; Orna, 2008 y Rodríguez, 2010); además que brinda una mayor tolerancia de las plantas frente a estrés tanto biótico como abiótico (Barea *et al*., 2010).

Con el fin de obtener mayor precocidad, y en general, un mejoramiento en las condiciones de cultivo, así como un aumento en el nivel productivo, debido a una mayor producción de biomasa, se viene utilizando desde hace algunos años los acolchados de materiales plásticos. La temperatura del suelo es el factor que tiene la mayor relevancia con relación a esta práctica, tanto por su influencia en el crecimiento vegetal, como por su relación con las actividades biológicas y fisicoquímicas del suelo; así mismo se menciona un uso eficiente del agua del suelo y de los fertilizantes (Orna, 2008).

Por otro lado ante la necesidad de disminuir la dependencia de productos químicos artificiales en los distintos cultivos, se insta a la búsqueda de alternativas fiables y sostenibles, es por ello que se le da gran importancia a este tipo de prácticas, y cada vez más, se están utilizando en cultivos intensivos. Por lo tanto, para mantener el incremento productivo en el cultivo de tomate y a los fines de lograr disminuir los costos de producción, se propone un uso racional de fertilizantes fosfatados, la optimización de recursos y la incorporación de tecnologías de proceso para una agricultura sustentable.

El objetivo de este trabajo fue evaluar si la aplicación de guano, con y sin uso de acolchado plástico, mejora la microflora del suelo en general y en particular la micorrización y en consecuencia la nutrición fosfatada, con efecto en el aumento del crecimiento y la producción del cultivo de tomate para industria.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se realizó en EEA INTA La Consulta, provincia de Mendoza, Argentina. Los resultados de las características físico químicas del suelo donde se realizó el ensayo se resumen en la Tabla 1.

Tabla 1: Características físico químicas

Textura (ml%g)	**CEes (µmos/cm)**	**pH**	**N Total (mg/kg)**	**P Disponible (mg/kg)**	**K intercambiable (mg/kg)**	**Materia Orgánica (%)**	**Relación C/N**
Por volumen de sedimentación	En extracto de saturación	Método potenciométrico	Método Kjeldahl	Método Olsen	Método con acetato de amonio 1N pH=7	Método Walkey Black	
92	2120	7,7	775	16,4	360	1,04	7,74

El suelo presentó textura franco arenosa, no salino, con contenidos altos de K, medios de N total y P, con valores de MO y relación C/N bajos. El diseño estadístico fue completo al azar con 7 repeticiones, siendo la unidad de muestreo la planta de tomate. Los tratamientos fueron cuatro manejos de suelo: suelo con mulching plástico negro y guano (C/M C/G); suelo con mulching y sin guano (C/M S/G); suelo sin mulching y con guano (S/M C/G) y suelo sin mulching y sin guano (S/M S/G).El guano se aplicó 30 días antes del trasplante en una dosis de 10 t ha^{-1}.

A los 30 días después del trasplante (ddt) se evaluó el porcentaje de área foliar por medio de fotografía digital y análisis con software de imágenes GIMP 2. A los 45 ddt se determinó la materia seca de la biomasa aérea y radicular. En este mismo momento se tomaron muestras de suelo de 0 a 30 cm de profundidad para las determinaciones químicas de fertilidad y microbiológicas. Las variables microbiológicas medidas fueron la actividad biológica total del suelo mediante la técnica de desprendimiento de dióxido de carbono (Alef, 1995), y la abundancia de bacterias y hongos aerobios totales. También se determinó el P tisular (Murfhy & Riley, 1962) de tallos, hojas y racimos florales, para luego relacionarlos con su desarrollo vegetativo y obtener así la absorción total de P (% g de materia seca). Se extrajeron muestras de raíz para determinar el porcentaje de micorrización previo acondicionamiento mediante el método de Vierheilig *et al*. (1998) y la observación microscópica de raíces se realizó según la metodología propuesta por Mc Gonigle *et al*. (1990). Al momento de cosecha se evaluó la producción total, comercial, peso medio del fruto y descarte.

Para todas las evaluaciones, se realizó análisis estadístico de los datos obtenidos por medio del software Infostat (UNC, 2007) y comparación de medias por Prueba de Duncan <0.05.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El tratamiento C/M C/G se diferenció estadísticamente del resto de los tratamientos en las determinaciones de nitrógeno total, resultando en valores normales buenos respecto de los otros tratamientos que obtuvieron valores medios. En cuanto a los contenidos de P y MO se observó para los tratamientos con aporte de guano, valores altos de P edáfico y mayores contenidos de MO, que si bien son contenidos bajos, son adecuados para la zona de estudio, por lo tanto no se observó diferencias significativas entre el tratamiento C/M C/G y el tratamiento S/M C/G para los valores de P disponible y de MO. Con respecto del contenido de K intercambiable y de la relación C/N no se observaron diferencias entre tratamientos, Tabla 2.

Por lo tanto en cuanto a la fertilidad edáfica se observó el efecto positivo del enguanado en la MO y el P disponible, y en cuanto al mulching un efecto protector de la MO aportada por el guano determinado por un mayor contenido de N total en el tratamiento C/M C/G.

Tabla 2: Valores de fertilidad para los distintos tratamientos

Tratamiento	N Total (ppm)	Duncan	P Disp. (ppm)	Duncan	K Int. (ppm)	Duncan	MO (%)	Duncan	C/N	Duncan
C/M C/G	870,0	a	30,5	a	380,0	a	1,3	a	8,6	a
C/M S/G	764,0	b	17,3	b	346,0	a	0,9	bc	7,1	a
S/M C/G	778,0	b	31,0	a	380,0	a	1,1	ab	8,2	a
S/M S/G	688,0	b	19,7	b	338,0	a	0,8	c	7,1	a
C.V.	10,04		19,99		15,00		16,52		17,55	

Letras distintas indican diferencias significativas (p<=0,05)
C.V. (%)= Coeficiente de Variación

De las variables microbiológicas analizadas, la abundancia de bacterias aerobias totales no mostró diferencias significativas entre los tratamientos, Figura 1. En cuanto a los hongos cultivables totales, el único tratamiento que se diferenció significativamente del resto fue S/M S/G obteniendo el menor valor, Figura 2.

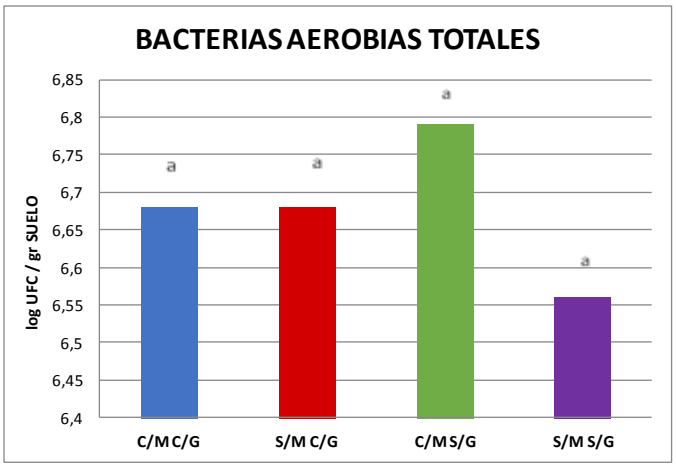


Figura 1: Bacterias aerobias totales

Letras diferentes indican diferencias significativas (p<= 0,05)
U.F.C. = Unidad Formadora de Colonias

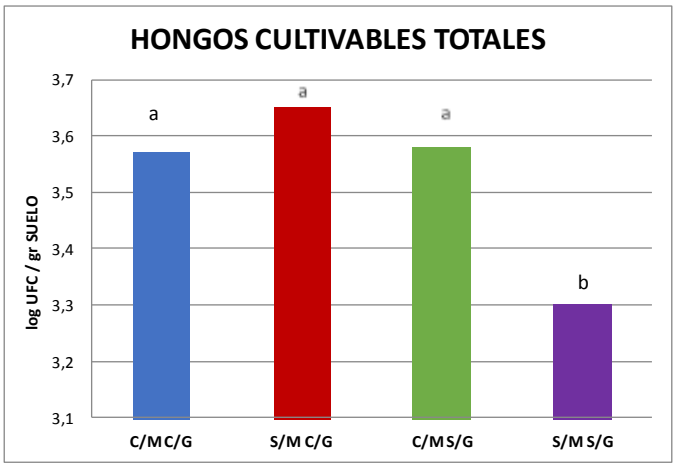


Figura 2: Hongos cultivables total

Letras diferentes indican diferencias significativas (p<= 0,05)
U.F.C. = Unidad Formadora de Colonias

La actividad microbiana total y el porcentaje de micorrización aumentaron en el tratamiento C/M C/G, diferenciándose estadísticamente de los otros tratamientos, Figura 3 y 4.

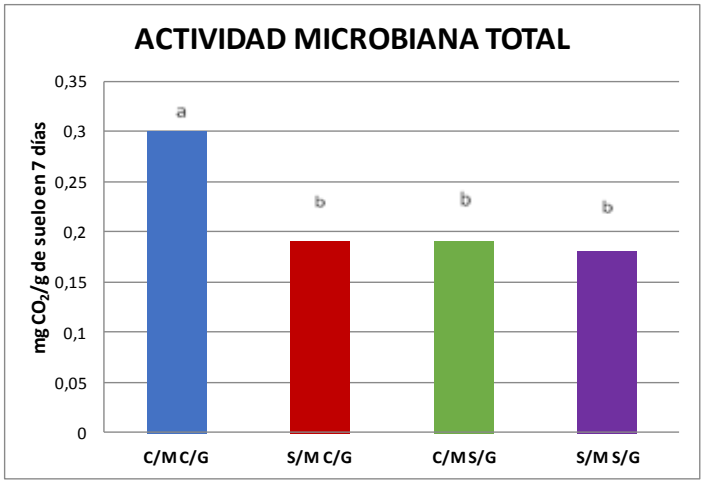


Figura 3: Actividad microbiana total del suelo

Letras diferentes indican diferencias significativas (p<= 0,05)

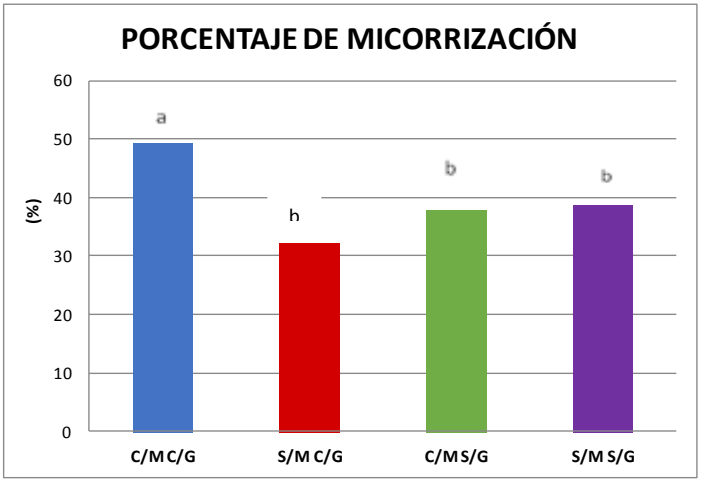


Figura 4: Porcentaje de micorrización

Letras diferentes indican diferencias significativas (p<= 0,05)

Estos resultados microbiológicos resultaron promisorios con respecto al efecto del enguanado y mulching en la biota del suelo, ya que los hongos aerobios cultivables, la actividad microbiana total y el porcentaje de micorrización fueron mayores en estas combinaciones de manejos. En el caso de la actividad microbiana y porcentaje de micorrización el incremento se observó para el tratamiento C/M C/G mientras que los hongos mostraron un valor menor en las parcelas S/M S/G. Esto nos indicaría el efecto del sinergismo de ambas prácticas en la biota del suelo.

Respecto a los parámetros de crecimiento, el mayor contenido de materia seca radical se observó en el tratamiento C/M C/G, casi duplicando los valores encontrados respecto del resto. En cuanto al área foliar, materia seca total y absorción total de P el tratamiento C/M C/G se diferenció estadísticamente del resto de los tratamientos obteniendo los mayores valores, Tabla3.

Tabla 3: Parámetros de crecimiento y absorción de P

Tratamiento	Área Foliar (%)	Duncan	Materia Seca Total (g)	Duncan	Materia Seca Raíz (g)	Duncan	Absorción Total de P (%)	Duncan
C/M C/G	53,44	a	124,81	a	17,26	a	56,72	a
C/M S/G	39,33	b	63,23	b	9,81	b	33,94	b
S/M C/G	34,69	b	55,43	bc	9,40	b	24,67	bc
S/M S/G	24,00	c	41,25	c	9,09	b	16,60	c
C.V.	15,13		25,86		41,15		25,63	

Letras distintas indican diferencias significativas (p<=0,05)
C.V. (%)= Coeficiente de Variación

Tanto en la producción total como en la comercial (producción total menos descarte), fue mayor en el tratamiento C/M C/G dejando al tratamiento S/M S/G con el menor valor. El tamaño de fruto no mostró diferencias significativas entre tratamientos, por lo que la mayor producción correspondió a un mayor cuaje. El tratamiento C/M S/G presentó el mayor valor de descarte, el que se diferenció significativamente del resto de los tratamientos.

Tabla 4: Componentes de rendimiento entre los diferentes tratamientos

Tratamiento	Prod. Total (t ha^{-1})	Duncan	Prod. Comercial (t ha^{-1})	Duncan	Peso del Fruto (g)	Duncan	Descarte Total (t ha^{-1})	Duncan
C/M C/G	205,41	a	162.12	a	68,49	a	43,29	a
C/M S/G	186,88	ab	118.72	b	76,19	a	68,16	b
S/M C/G	146,54	bc	107.81	bc	69,04	a	38,73	a
S/M S/G	106,66	c	79.24	c	66,67	a	27,41	a
C.V.	23,85		26.27		10,84		40,91	

Letras distintas indican diferencias significativas (p<=0,05)
C.V. (%)= Coeficiente de Variación

Las micorrizas modifican las propiedades de absorción del sistema radical a través de: el desarrollo de hifas en el suelo provenientes de las raíces, la absorción de fósforo por las hifas, la translocación de fosfato a grandes distancias, la transferencia de fosfato desde el hongo a las células de la raíz y como resultado, el mejoramiento de la nutrición de la planta con P (Smith & Read, 2008, Gómez 2015). Estos mecanismos le permiten a la planta incrementar la eficiencia de absorción de P, es decir, las unidades de P absorbidas por unidad de raíz (Marschner, 1995).

Se sabe que, además de incrementar la cantidad de fósforo que ingresa a la plata, la simbiosis HMA-planta mejora la absorción de agua y nutrimentos, incrementa la tasa fotosintética, presenta efectos hormonales, confiere a las plantas resistencia a condiciones adversas en el suelo. También los HMA participan en el reciclaje de nutrimentos, favorecen las interacciones con otros microorganismos, incrementa la rizósfera y libera enzimas que mineralizan compuestos orgánicos dejándolos disponibles a las raíces (Rodríguez 2010; González Sandoval 2013; Gloria 2014 y Gómez 2015). Por lo tanto si hubo un mayor porcentaje de micorrización producto de una mayor demanda de nutrientes, principalmente P, también hubo una mayor exploración del sistema radical lo que permitió una mejor absorción de P edáfico que luego se tradujo en una mayor absorción de P total, producto de un mayor crecimiento vegetal lo cual impactó finalmente en el rendimiento.

CONCLUSIONES

El efecto conjunto de la aplicación de guano con uso de acolchado plástico, favorece el incremento del contenido de nitrógeno total edáfico, la actividad microbiana, el porcentaje de micorrización y la absorción total de P. Como consecuencia de este efecto positivo se observó un mayor crecimiento y producción del cultivo de tomate para industria.

La aplicación de guano en conjunto con la utilización de mulching plástico, incrementó en un 48% la producción comercial de tomate para industria, en un 67% la materia seca total de las plantas, logrando un 55% de aumento del área foliar y un 47% de la masa radicular en comparación a la no utilización de ninguna de las tecnologías.

El incremento vegetativo y productivo obtenido podría estar dado entonces por el aumento de la actividad microbiana del suelo, la cual potenciaría los ciclos biogeoquímicos de macro y micro nutrientes en la rizósfera además de mejorar aspectos físicos y regenerativos del suelo.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Secretaría de Ciencia y Técnica de la Universidad Nacional de Cuyo, quién financió el proyecto y al programa tomate 2000 del INTA EEA La Consulta quien prestó el campo de la estación experimental para llevar adelante el ensayo.

BIBLIOGRAFÍA

- Adriano Anaya, M. de L.; R. J. Gálvez; C. Hernández Ramos; M. S. Figueroa & C. T. Monreal Vargas. 2011. Biofertilización de café orgánico en etapa de vivero en Chiapas, México. Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas, Vol. 2, No. 3. Disponible en: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S2007-09342011000300009&script=sci_arttext [Consulta: 12 de marzo de 2015].
- Alef K. 1999. Soil respiration. In: Alef K, Nannipieri P (eds) Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Academic Press, New York, pp 214-218
- Argerich, C. A.; N. Aquindo & P. Navarro. 2009. Evaluación del efecto de la combinación de acolchado plástico y riego por goteo en la producción del cultivo de tomate para industria. Avances de manejo del cultivo de tomate para industria en riego por goteo. Asociación Tomate 2000, Informes de progresos. 129-133 p.
- Argerich, C. A.; M. G. Lorenzo; N. Aquindo & P. Navarro 2008. Evaluación del uso del mulching y del estiércol de cama de pollo parrillero en la producción de tomate para industria en riego por goteo. Avances de manejo del cultivo de tomate para industria en riego por goteo. Asociación Tomate 2000, Informes de progresos. 129-133 p.
- Argerich, C. A.; M. G. Lorenzo & P. Navarro. 2007. Evaluar el efecto de la combinación de mulching plástico y riego por goteo en cuanto a las mejoras sanitarias y a la producción del cultivo de tomate para industria. Avances de manejo del cultivo de tomate para industria en riego por goteo. Asociación Tomate 2000, Informes de progresos. 160-164 p.
- Argerich, C. A. 2005. Asociación Tomate 2000, Informes de progresos 2005-2006. 129-133 p.
- Barea J. M. 2010. Mycorrhizas and agricultural fertility. In: Agricultural Sciences: Topics in Modern Agriculture (Agustín Gonzalez-Fontes, Agustín Garate, Ildefonso Bonilla co-editors). Studium Press, LLC, USA, p 257-274.
- Campillo, C. et al. 2008. Using digital images to characterize canopy coverage and light interception in a processing tomato crop. HortScience 43(6):1780–1786
- Castillo, C. 2004. Hongos micorrizógenos arbusculares en un ultisol de la IX región fertilizado orgánicamente. R.C. Suelo Nutr. Veg. v.4 n.2 Valdivia, Ed. Diciembre.
- González Sandoval D. C. 2013. Respuestas del cultivo de pepino (Cucumis sativus L.) a biofertilizantes y fertilización tradicional con y sin acolchado plástico en condiciones de casasombra y campo abierto. Tesis de grado, Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Disponible en: http://repositorio.uaaan.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/123456789/5859/T19874%20GONZALEZ%20SANDOVAL%2c%20DULCE%20CONCEPCION%20%20%20%20%20%20%20TESIS.pdf?sequence=1&isAllowed=y [Consulta: 11 de marzo de 2018]
- Lorenzo, M. G.; M. F. Filippini; J Maffei & M. E. Carosio. 2016. Relaciones entre parámetros edáficos y presencia de micorrizas arbusculares nativas en plantas de tomate para industria. Actas del XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Ordenamiento territorial: un desafío para la ciencia del suelo. Río Cuarto, 2016. 137 p.
- Martín Alonso, G. M., et al. 2014. Efecto de la aplicación de estiércol vacuno e inoculación micorrizica sobre el crecimiento y producción de semillas de Canavalia ensiformis en suelos ferralíticos rojos lixiviados. Cultivos Tropicales, vol. 35, no. 1, p. 86-91.
- Marschner, H. 1995. Mineral Nutrition of higher plants. Academic Press, London 2nd Edition, 889 pp
- McGonigle, T. P.; M. H Mille; D. G. Evans; D. G. Fairchild & J. A. Swann 1990. A new method which gives an objective measure of colonization of roots by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. New Phytol. 115: 495-501.
- Murphy J. & J. P Riley 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Anal. Chim. Acta 27: 31-36.
- Orna, A. 2008. Micorrizas en la producción de tomate riñón (Solanum lycopersicum) bajo invernadero. Riobamba. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo.
- PITI 2016. Producción Integrada de Tomate para Industria, Directivas 2016.
- Ravnskov, S. 1999. Efects of various organic compounds on growth and phosphorus uptake of an arbuscular mycorrhizal fungus. New Phytol., 141, 517-524.
- Rayen Millaleo M., 2006. Efecto de la adición de compost sobre propágulos micorrícicos arbusculares en un suelo volcánico del centro sur de Chile. J.Soil Sc.Plant. Nutr.6 (3) 2006(26-39)

- Rodríguez, E. 2010. Efecto de la fertilización química, orgánica y biofertilización sobre la nutrición y rendimiento de ají (capsicum spp.) en el valle del cauca. Research Gate, Ed. Enero 2010.
- Smith, S. E & D. J. Read. 2008. Mycorrhizal Symbiosis. 3rd Edition. Academic press. New York. USA. 815 pp
- Smith S. E. & F. A. Smith. 2011. Roles of arbuscular mycorrhizas in plant nutrition and growth: new paradigms from cellular to ecosystems scales. Annual Review of Plant Botany, 62: 227 – 250
- Vierheilig H.; A. P. Goughlan; U. Wyss & Y. Piche´ 1998. Ink and vinegar, a simple technique for arbuscular-mycorrhizal fungi. Appl. Environ. Microbiol. 64, 5004–5007.

C2P23. CAMBIOS EN LA ACTIVIDAD DE HONGOS FORMADORES DE MICORRIZAS NATIVOS EN RESPUESTA AL AGREGADO DE CALCITA

Mañana, Bernardo[1]; Vacca, Santiago[1]; Barbieri, Pablo A.[2,3]; Sainz Rozas, Hernán R.[1,2,3] y Covacevich, Fernanda [2,3]

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Unidad Integrada Balcarce, Ruta Nac. 226 km 73,5, Balcarce, Buenos Aires, Argentina. [2]Estación Experimental INTA Balcarce. [3]CONICET. [4]INBIOTEC (CONICET)-FIBA

RESUMEN

En la región pampeana (RP) se esta evidenciando acidificación de algunos suelos como resultado del incremento en el uso de fertilizantes de alta acidez. Esto podría condicionar las actividades microbianas con roles en el ciclado de nutrientes y productividad de los cultivos. Nuestro objetivo fue estudiar el efecto de aplicación de calcita sobre la actividad de hongos micorricicos arbusculares (HMA) nativos de dos suelos de la RP. Se colectaron muestras de suelo (0-20 cm) en 9 de Julio y Gardey (centro-oeste y sudeste de Bs As, respectivamente), sitios con prolongada historia agrícola y en los que se estableció en 2015 un ensayo de aplicación de calcita por única vez. Para la campaña 2017 se evaluaron los tratamientos: 0, 2000 y 6000 kg ha^{-1} de calcita. En muestras colectadas de campo y en aquellas utilizadas como sustrato para las plantas trampa (-PT- de tres meses) el pH incrementó por el agregado de calcita y el cambio fue mayor para 9 de Julio. Se registró una tendencia (no soportada estadísticamente) de aumento de esporulación HMA por la aplicación de calcita. En Gardey la abundancia de esporas en el sustrato proveniente de 2000 kg ha^{-1} prácticamente triplicó a la del testigo. En 9 de Julio el menor contenido de glomalina (glicoproteína secretada por los HMA y asociada a la estabilidad del suelo) se registró en el tratamiento 6000 kg ha^{-1} de calcita aunque en Gardey no fue afectado. La colonización por HMA en las raíces de las PT fue mayor, para ambos sitios, en las condiciones con dosis intermedia de calcita. Los resultados evidencian que la aplicacionde calcita a razón de 2000 kg ha^{-1} puede ser una estrategia para corregir (elevar) el pH del suelo y favorecer la actividad y abundancia de los HMA nativos en suelos con pH subácidos a ligeramente ácidos.

Palabras claves: pH, hongos micorricicos arbusculares.

INTRODUCCIÓN

El incremento en el uso de fertilizantes de alto índice de acidez en la región pampeana, como los nitrogenados amoniacales, puede contribuir a la acidificación de los suelos (Vázquez & Pagani, 2015). Si bien algunos antecedentes sugieren que en la actualidad la acidez de los suelos no condicionaría la productividad de los cultivos, es probable que de continuar el proceso de acidificación la misma se vuelva un factor limitante.

Si se considera el rol protagónico que tienen los microorganismos edáficos en los ciclos y disponibilidad de los nutrientes del suelo y cómo su actividad puede ser condicionada por cambios en el pH del suelo (Cao *et al*., 2016), es probable que condiciones de acidez como resultado de prácticas agrícolas prolongadas, condicionen la productividad de los cultivos a través de deterioros en la actividad de microorganismos edáficos.

Entre la diversidad de microorganismos del suelo, los hongos formadores de micorrizas arbusculares (HMA) cumplen roles protagónicos en la promoción de crecimiento de las plantas hospedadoras y además afectan la estabilidad de los agregados del suelo a través de la liberación de la glomalina, una proteína cementante asociada a las paredes de las hifas (Siddiqui *et al*., 2008). Aunque resulta de importancia conocer el efecto de la aplicación de calcita como corrector de pH en suelos con historia prolongada de uso agrícola sobre este grupo microbiano, no se encuentran abundantes reportes actuales en este sentido, o estos son contradictorios. Los primeros reportes corresponden a Davis *et al*. (1983) y estuvieron destinados a evaluar el efecto de adición de calcita ($CaCO_3$) sobre la colonización y promoción de crecimiento por HMA en árboles de liquidámbar en condiciones controladas, con rangos de pH de suelo de de 5,0 a 8,1. Dichos autores informaron que a los niveles de pH más bajos la colonización de raíces de las plantas hospedadoras se reducía como así también la habilidad promotora de crecimiento de los HMA. Similares resultados fueron reportados por Coughlan *et al*. (2000) quienes informaron que el agregado de calcita incrementó el pH del suelo, estimuló la esporulación por HMA y favoreció la colonización micorrícica en caña de azúcar. Por el contrario, Wang *et al*. (1993) hacen referencia a que el agregado de calcita en suelos USA dentro de un rango pH 4,5 a 7,5 evidenció escasos cambios en la colonización micorrícica ante cambios en el pH del suelo, detectándose algunos cambios en la abundancia de esporas (baja en suelos pH 5,5; nulas en pH 4,5). Carrenho *et al*. (2007) reportaron tendencia de disminución de colonización micorrícica con agregado de calcita al suelo (de Brasil) que alcanzaron rango de pH de 5,1 a 7,0 habiendo obtenido variación en la respuesta asociada a diferentes texturas de suelo y dosis de aplicación de calcita. En Argentina,

Pellegrini *et al.* (2016) informaron que la actividad microbiana (medida como actividad ureásica) se asoció negativamente con el pH del suelo y que fue diferente en suelos Argiudoles y Natracualf. Covacevich *et al.* (2012) reportaron que la capacidad infectiva por HMA nativos de la provincia de Buenos Aires se asoció positivamente al pH del suelo, mientras que Thougnon Islas *et al.* (2016) evidenciaron que la relación dependía del uso de suelo y que el pH se asoció negativamente con la glomalina edáfica.

Los diferentes resultados del efecto de la aplicación de calcita sobre la actividad de los HMA podrían atribuirse a diferencias en los tipos de suelo sobre los cuales se realizaron los experimentos. En este sentido, es probable que diferencias en las características edáficas, nutricionales y texturales influencien el efecto del agregado de calcita sobre los HMA. Como se mencionó, la actividad de los HMA son importantes para el ciclado y la adquisición de nutrientes como así también para el mantenimiento de la estabilidad de agregados. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue estudiar el efecto de aplicación de calcita sobre la actividad de HMA nativos de dos suelos de la región pampeana con propiedades contrastantes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron dos ensayos de encalado a campo en la Provincia de Buenos Aires, en las localidades de 9 de Julio (centro oeste) y en Gardey (Tandil, sudeste). Ambos experimentos se realizaron en suelos con prolongada historia agrícola con secuencias que incluyen trigo o cebada/soja-maíz-soja. Los ensayos se inciaron en otoño del 2015 y para la campaña 2017 se evaluaron tres dosis de aplicación de calcita: 0, 2000 y 6000 kg ha^{-1}, la cual fue aplicada por única vez en superficie en el año 2015. El diseño experimental es en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones y las unidades experimentales son de 40 m^2 de superficie (4 m de ancho por 10 m de largo).

Se realizó un muestreo a los dos años luego de la aplicación de la calcita y cuando los lotes se encontraban sin cultivo en los meses de mayo y julio, para Gardey y 9 de Julio, respectivamente. Las muestras fueron colectadas de manera compuestas por 30 a 40 submuestras colectadas con muestreador de 5 cm de diámetro y 0-20 cm de profundidad.

Parte de las muestras de suelo fueron utilizadas para la instalación de cultivos trampa para favorecer la multiplicación de propágulos de HMA nativos. Para ello, se mezcló el suelo (separadamente de cada tratamiento y bloque de campo) con perlita y arena de río estériles (suelo/perlita/arena 2:1:1) y el sutrato resultante fue utilizado para llenar macetas de 100 mL. Se sembraron de manera equitativa semillas de diferentes especies como plantas hospedadoras (ryegrass -*Lolium multiflorum* Lam.-, trigo -*Triticum aestivum*-) que fueron esterilizadas previo a la siembra mediante enjuague con agua destilada, etanol 90%, 3 minutos, enjuague con agua destilada, Hipoclorito de Sodio comercial al 3,5 %, 3 minutos, enjuague con agua destilada).

Las plantas fueron mantenidas en cámara de crecimiento durante 3 meses (Laboratorio de Microbiología de Suelos-UI FCA-EEA INTA, Balcarce, 12 h luz/12 h oscuridad; 23 ºC) y regadas diariamente con agua destilada. Previo a la finalización del ensayo de Plantas Trampa el riego fue interrumpido para favorecer la proliferación de esporas.

Las plantas fueron desmontadas, parte de las raíces lavadas con agua y procesadas para la tinción con Azul tripán usando una modificación de la metodología propuesta por Phillips & Hayman (1970), en la que se omitió la utilización de fenol en los reactivos. Para ello, las raíces fueron clarificadas con KOH 10% (30 min, 60 °C), lavadas con agua, acidificadas (HCl 0,1 N), lavadas con agua y teñidas con azul tripan (0,05%) en lactoglicerol (ácido láctico, glicerol, agua destilada 1:1:1, 15 min, 50 °C). Las raíces teñidas fueron cortadas en segmentos de 1cm y montadas en portaobjetos. Se realizó la cuantificación microscópica (Brundrett, 2008) del grado de colonización micorrícica presente en las raíces registrando los segmentos de raíz colonizados con estructuras de hongos MA (hifas, arbúsculos). A partir de la relación entre las observaciones donde se registraron estructuras de hongos MA y las observaciones totales, se calculó el % Arbúsculos (%Ar) y % Infección Total (%MA, segmentos con Ar, hifas y/o vesículas de hongos MA).

Una submuestra (40 g de sustrato) fué procesada para la extracción de esporas de hongos MA mediante la técnica de tamizado en húmedo, decantado, y centrifugación en gradiente de sacarosa al 60% (http://www.dcs.ufla.br/micorriza/fma_metodos_extração_de_esporos.html). El material de la fracción colectada en el tamiz de 53 µm fue observado en lupa estereoscópica, se contabilizó el número de esporas de hongos MA presente en cada muestra intactas y que evidenciaron contenido interno y se calculó la abundancia (Aesporas) de acuerdo a la siguiente relación:

Aesporas= n° de esporas /100 g de suelo

Parte del suelo fue utilizado para la determinación del contenido de glomalina fácilmente extraíble (FE-GRPS) (Wright & Upadhyaya, 1996). Para ello, 1 g del sustrato, proveniente de las plantas trampa, fue mezclado con 8 mL de

citrato de sodio tribásico dihidratado 20 mM ($C_6H_5Na_3O_7.2H_2O$, pH=7,0) en tubos tipo falcon de 50 mL. Los tubos se autoclavaron por 30 min a 121°C e inmediatamente fueron centrifugados (3500 rpm; 15 min). El contenido de proteínas en el sobrenadante se determinó por el método de Bradford (reacción colorimétrica) y luego se cuantifico por espectrometría (absorbancia a 595 nm), usando suero de albúmina bovina (BSA) como estándar .

Parte del suelo (tanto del proveniente de campo como el de las plantas trampa) fue tamizado por 2 mm y se cuantificó el pH actual (relación suelo:agua 1:1 y 1:2,5).

Los resultados fueron analizados por ANOVA y las medias entre tratamientos fueron comparadas a través del test de Diferencias Mínimas Significativas (P< 0,05).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La aplicación de calcita, (particularmente la dosis de 6000 kg ha^{-1}) incrementó el pH del suelo (Tabla 1) tanto de las muestras procedentes directamente del campo, como de las plantas trampas, estas últimas particularmente para 9 de Julio dado que en Gardey no se detectaron diferencias significativas entre tratamientos (P> 0,05). Esto indicaría que la capacidad buffer del suelo de Gardey fue superior a la del suelo de 9 de Julio, lo que es esperable por el menor contenido de MO y de arcillas del mismo ((Vázquez & Pagani, 2015) Además, el pH medio de las muestras de suelo fue superior (P< 0,05) en el sustrato de las plantas trampa procedente de 9 de Julio en comparación con el sustrato de Gardey. Por otra parte, en el sustrato en el cual crecieron las plantas trampa los niveles de pH fueron muy superiores a los determinados en la situación de campo, probablemente debido al agua de riego.

Tabla 1. pH en muestras de suelo proveniente de campo y utilizada en ensayo de macetas de plantas trampa (PT) en función de dosis de aplicación de calcita

Sitio	Dosis calcita	pH suelo de campo	pH sustrato PT
9 de julio	0	**5,52 (±0,04) b**	**8,96 (±0,19) b**
	2000	**5,93 (±0,14) ab**	**9,40 (±0,15) ab**
	6000	**6,24 (±0,22) a**	**9,61 (±0,02) a**
Gardey	0	**5,79 (±0,02) b**	7,82 (±0,23)
	2000	**6,07 (±0,10) ab**	7,86 (±0,20)
	6000	**6,28 (±0,27) a**	8,27 (±0,10)

Valores entre paréntesis corresponden a Desvíos Estandar.
Valores resaltados en negrita con letras diferentes indican diferencias significativas, para cada sitio, entre dosis de calcita.

La abundancia de esporas de HMA no difirío entre sitios ni entre tratamientos (P> 0,05), probablemente debido a la elevada variabilidad entre los valores de las muestras. Aun así, la abundancia de esporas en Gardey siempre duplicó y hasta triplico la determinada en 9 de julio. Además, se destaca la tendencia de aumento de esporulación en condiciones de aplicación de calcita. En este sentido, en Gardey, la abundancia de esporas en el sustrato de plantas trampa proveniente del sitio de campo que recibió la dosis intermedia de calcita (2000 kg ha^{-1}), prácticamente triplicó a la determinada en el sustrato del testigo sin aplicación de calcita (Tabla 2). El contenido medio de glomalina en el ensayo fue mayor (P< 0,05) en Gardey que en 9 de julio (1,94 vs 0,91 mg Glomalina g $suelo^{-1}$ para Gardey y 9 de Julio, respectivamente). Esto podría deberse a una condición diferencial del suelo y probablemente de sus poblaciones de HMA, ya que en la situación inicial (antes del agregado de calcita) el contenido de glomalina registrado en Gardey prácticamente duplicó al de 9 de Julio (1,40 (±0,30) y 2,77 (±0,14) mg G g $suelo^{-1}$, para 9 de Julio y Gardey, respectivamente). En el ensayo de 9 de julio los mayores niveles se registraron en el testigo sin aplicación de calcita y los menores en el tratamiento que recibió la dosis máxima, mientras que para el suelo de Gardey aunque las diferencias fueron no significativas, se detectaron leves incrementos del contenido de la proteína en el sitio que recibió 2000 kg calcita ha^{-1}.

Tabla 2. Abundancia de esporas (Aesporas) de hongos micorrícicos arbusculares y contenido de glomalina (G) en el sustrato en ensayo de macetas de plantas trampa en dos sitios y en función de dosis de aplicación de calcita

Sitio	Dosis calcita	Aesporas	Glomalina
	(kg ha^{-1})	(n° 100 g $suelo^{-1}$)	(mg G g $suelo^{-1}$)
9 de Julio	0	61 (± 16)	**0,98 (±0,11) a**
	2000	87 (± 24)	**0,94 (±0,05) ab**
	6000	56 (± 14)	**0,80 (±0,10) b**
Gardey	0	116 (± 38)	1,74 (±0,19)
	2000	326 (± 72)	2,12 (±0,29)
	6000	232 (± 60)	1,89 (±0,23)

Valores entre paréntesis corresponden a Desvíos Estandar.
Valores en negrita con letras diferentes indican, para cada sitio, diferencias significativas entre tratamientos.

La colonización micorrícica en las plantas trampa fue superior en 9 de Julio que en Gardey ($P<0,05$). Asimismo, para ambos sitios evaluados, en las raíces de las plantas que crecieron en sustrato proveniente del suelo de campo con aplicación intermedia de calcita (Figura 1, A) se registró la mayor colonización, detectándose para ambos sitios esporas y vesículas pertenecientes a HMA (Figura 1, B). Sorprendentemente no se detectó prácticamente formación de arbúsculos (sitio de intercambio de nutrientes entre la planta y el hongo). Es probable que en suelos con pH mas ácidos, se requieran mas de 3 meses de multiplicación de los HMA en planta trampa para el desarrollo de las estructuras de mayor funcionalidad de la simbiosis. En el tratamiento con la mayor dosis de calcita, prácticamente solo se registró la presencia de hifas con morfología propia de los HMA.

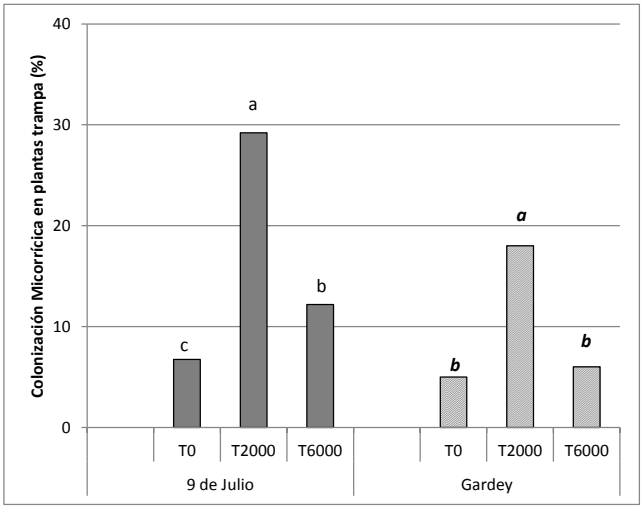
Se obtuvieron relaciones lineales positivas y significativas ($P< 0,05$) entre el pH del suelo de campo con el contenido de glomalina y la abundancia de esporas (r^2 0,38 y r^2 0,49, respectivamente), asi como entre el contenido de glomalina y la abundancia de esporas (r^2 0,58) en los suelos de Gardey. No se obtuvieron correlaciones lineales significativas entre otras variables y a excepción de una relación negativa entre el pH del sustrato y el contenido de glomalina detectado en 9 de Julio, el resto de las relaciones fueron no significativas. Futuros análisis evaluarán relaciones no lineales que contribuyan al entendimiento de los posibles moduladores de la actividad y abundancia de HMA en sistemas de aplicación de calcita como corrector del pH del suelo.

Como se mencionó, los reportes a nivel internacional sobre el efecto de la aplicación de cal como corrector de pH sobre la dinámica de los HMA son contradictorios. En la región pampeana no se contaba hasta el momento con reportes previos del efecto de la aplicación de calcita sobre indicadores de la actividad de los HMA y estos resultados constituyen una primera evidencia de que es posible mejorar la actividad de dichos hongos (cuantificada por su abundancia de esporas, capacidad de colonización y de producción de glomalina) por la corrección del pH edáfico, aún en suelos con propiedades contrastantes como los utilizados en este estudio. Futuras investigaciones deberían estudiar si esta mejora en la actividad de los HMA se traduce también en una mayor adquisición de nutrientes poco móviles como el fósforo y el cinc por las plantas.

CONCLUSIONES

Los resultados evidencian que aplicaciones intermedias de calcita (dosis 2000 kg calcita ha^{-1}) puede ser considerada como una estrategia que permite corregir (elevar) el pH del suelo así como favorecer la actividad y abundancia de los hongos micorrícicos arbusculares nativos en suelos con pH subácidos a ligeramente ácidos.

A)



B)

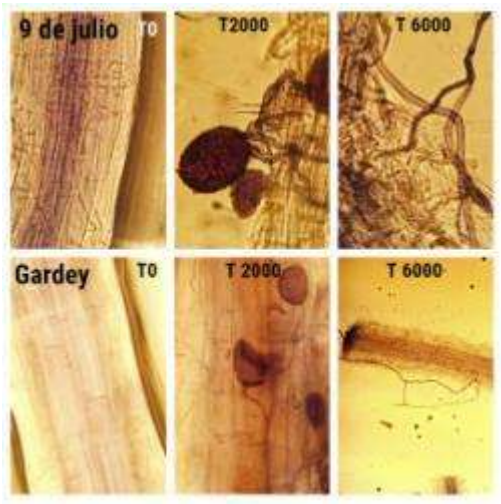


Figura 1. Frecuencia de colonización micorrícica en raíces de plantas trampa (A) y registro fotográfico de la colonización en raíces. (B) crecidas en sustratos provenientes de dos sitios y en función de dosis de calcita.
Figura 1A: para cada sitio, letras diferentes indican diferencias signficativas (P< 0,05) entre tratamientos.
Figura 1B: T0 imagen de raíces no colonizadas en sustrato testigo; T2000 imagen de esporas, vesículas e hifas en raíces crecidas en sustratos con aplicación de 2000 kg calcita ha^{-1}; T6000 imagen de hifas asociadas a raíces crecidas en sustratos con aplicación de 2000 kg calcita ha^{-1}.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo es parte de la Tesis de graduacíon (en curso) de B Mañana. Este trabajo fue financiado con subsidios de FONCyT (PICT 2015-0392), de CONICET (PIP 0424) y de INTA (PE1134043 y PE1334024).

BIBLIOGRAFÍA

- Brundrett, M. 2008. Mycorrhizal associations: The Web Resource. http://mycorrhizas.info/vam.html#S3
- Cao, H; R Chen ; L Wang ; L Jiang; F Yang; S Zheng ; G Wang & X Lin. 2016. Soil pH, total phosphorus, climate and distance are the major factors influencing microbial activity at a regional spatial scale. Sci. Rep. 6, 25815; doi: 10.1038/srep25815
- Carrenho, R; SF Botelho Trufem; VL Ramos Bononi & E Schunk Silva. 2007. The effect of different soil properties on arbuscular mycorrhizal colonization of peanuts, sorghum and maize. Acta bot. bras. 21(3): 723-730.

- Coughlan, A; Y Dalpe; L Lapointe & Y Piche. 2000. Soil pH-induced changes in root colonization, diversity, and reproduction of symbiotic arbuscular mycorrhizal fungi from healthy and declining maple forests. Canadian J Forest Res 30: 1543–1554.
- Covacevich, F; M Eyherabide; HR Sainz Rozas; HE Echeverría. 2012. Capacidad micotrófica arbuscular y características químicas de suelos agrícolas y prístinos de Buenos Aires (Argentina). Ciencia del Suelo 30(2): 119-128
- Davis, EA; JL Young & RG Linderman. 1983. Soil Lime Level (pH) and VA-Mycorrhiza Effects on Growth Responses of Sweetgum Seedlings. Soil Sci Soc Am J Abstract - Vol. 47 No. 2, p. 251-256. doi:10.2136/sssaj1983.03615995004700020015x
- Pellegrini, A; C Vecchio; ME Bossio; V Bolaños, F Fontenla; I Martinez; J Lanfranco & R Golluscio. 2016. Rol de la cobertura en las propiedades químicas y biológicas de un Natracualf típico. XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Río Cuarto, Córdoba
- Phillips, J. & D Hayman. 1970. Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. Transactions of the British mycological Society. 55(1): 158-IN118.
- Siddiqui, ZA; MS Akhtar & K Futai (eds). 2008. Mycorrhizae: Sustainable Agriculture and Forestry. Springer, New Delhi
- Thougnon Islas, AJ; K Hernandez Guijarro; M Eyherabide; HR Sainz Rozas; HE Echeverría & F Covacevich. 2016. Can soil properties and agricultural land use affect arbuscular mycorrhizal fungal communities indigenous from the Argentinean Pampas soils? App Soil Ecol101: 47–56; http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.01.005
- Vázquez, M & A Pagani. 2015. Calcio y Magnesio del suelo. En: Manejo de fertilización y enmiendas. Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. Ed. Echeverría H., García F. INTA, Cap. 1: 317-356. 904 p.
- Wang, GM; DP Stribley; PB Tinker & C Walker. 1993. Effects of pH on arbuscular mycorrhiza I. Field observations on the long-term liming experiments at Rothamsted and Woburn. New Phytologist 124: 465–472.
- Wright, SF & A Upnadhyaya. 1996. Extraction of an abundant and unusual protein from soil and comparison with hyphal protein of arbuscular mycorrhizal fungi. Soil Sci 161(9): 575-586.

C2P24. IMPACTO DE LA FERTILIZACIÓN A LARGO PLAZO SOBRE LA ESTRUCTURA Y FUNCIONALIDAD DE LA COMUNIDAD MICROBIANA

Ortiz, J[1]; Faggioli, VS [1]; Ghio, H[2]; Boccolini, MF [1]; Ioele, JP[3]; Tamburrini, P [4]; García F[5] y Gudelj V [1]

[1]INTA EEA Marcos Juárez, Córdoba, Argentina; [2]AAPRESID; [3]Agencia de Extensión INTA Corral de Bustos; [4]Agro servicios Pampeanos; [5] IPNI Cono Sur, Argentina.
faggioli.valeria@inta.gob.ar;

RESUMEN

Para un manejo sustentable no se deben desconocer los efectos de la fertilización sobre el suelo y sus procesos microbianos. El objetivo de este trabajo fue evaluar comparativamente el efecto acumulado de diferentes dosis de fertilización sobre las comunidades microbianas del suelo en dos profundidades (0-5 cm y 5-10 cm). El trabajo se realizó sobre un experimento de campo con aplicación incorporada de fertilizantes desde 1999 y se midieron variables de estructura (DGGE), actividad enzimática (fosfatasa, ureasa, arilsulfatasa), nitrógeno potencialmente mineralizable (NAN) y glomalinas. La fertilización afectó diferencialmente las funciones microbiológicas en las dos profundidades. En 0-5cm la actividad ureasa y NAN tuvieron mayores valores en Testigo y Dosis de Productor. En cambio, fosfatasa y glomalinas predominaron en ambas dosis de Reposición. La acidez del suelo y volumen de rastrojo generados por la fertilización habrían ocasionado los elevados valores de fosfatasa y glomalinas. La disminución de NAN en altas dosis de fertilización respondería al incremento de la mineralización generado por el agregado de nutrientes (efecto "*priming*"). La estructura de la comunidad microbiana fue afectada por la fertilización en diferente medida según la profundidad de muestreo. En 0-5 cm la riqueza y diversidad fueron similares entre tratamientos. En cambio, en 5-10 cm, ambos índices fueron drásticamente afectados por la aplicación de fertilizantes. Shannon fue de 2,21 y 2,20 en Testigo y Dosis de productor; y 1,4 y 1,39 en las dosis de reposición. Sólo se hallaron correlaciones significativas entre la actividad enzimática y la estructura microbiana en la profundidad 0-5 cm. El mantenimiento de la sustentabilidad de los agro-ecosistemas depende en gran medida del equilibrio entre la estructura y las funciones biológicas provistas por los microorganismos del suelo. Esperamos que con este aporte constituya una herramienta más a tener en cuenta al momento de tomar decisiones de manejo de cultivos.

Palabras claves: Actividad enzimática, DGGE, NAN.

INTRODUCCIÓN

El uso de fertilizantes es una de las prácticas de manejo más importantes para suplir nutrientes e incrementar el rendimiento y de los cultivos y la calidad del grano. En cada campaña, nitrógeno (N), fósforo (P) y azufre (S) son aportados para la producción de cereales y oleaginosas. Los cultivos de mayor importancia económica en Argentina son maíz, trigo y soja que ocupan 4,25; 3,7 y 20,7 mill ha, respectivamente, con una dosis promedio de fertilizantes de 186; 131 y 46 kg ha^{-1} (Fertilizar, 2016). Aunque la fertilización va destinada a los cultivos, también incide sobre los organismos que habitan el suelo.

Los fertilizantes afectan a los microorganismos de diferentes maneras. Por ejemplo, a través de la disminución de pH del suelo y el rápido aumento en la disponibilidad de nutrientes. Por otra parte, un efecto indirecto se atribuye al mayor crecimiento vegetal y cambios en la calidad y cantidad de exudados radicales. Una revisión reciente de 34 casos analizados demostró que en el 84% de ellos la comunidad microbiana fue sensible a la fertilización (Geisseler & Scott, 2014). Estudios de larga duración demostraron que la aplicación de N acumulada en el tiempo disminuyó la diversidad microbiana del suelo (Yu *et al*., 2015). Sin embargo, queda por dilucidar en qué medida los cambios en la estructura microbiana se trasladan en diferencias en los procesos del ecosistema.

Los microorganismos del suelo intervienen en el ciclo de los nutrientes a través de la regulación de los procesos de mineralización de materia orgánica y mantenimiento de los stocks de nutrientes en el suelo. Las técnicas moleculares han permitido un gran avance en el estudio de la composición de las comunidades microbianas. En tanto que las maneras más habituales de cuantificar las funciones llevadas a cabo por los microorganismos es través de la actividad de enzimas tales como la fosfatasa, arilsulfatasa y ureasa que intervienen en la mineralización de P, S y N, respectivamente. Los nutrientes retenidos en estructuras orgánicas representan una medida de su grado de conservación dentro del sistema. Por ejemplo, el N orgánico puede medirse a través del N potencialmente mineralizable (NAN) y en estructuras proteicas del suelo, tales como las denominadas "glomalinas". Esta última también se ha citado como un agente cementante de

agregados. Un suelo estable mantendrá una óptima diversidad biológica y un equilibrio entre la conservación de recursos y la mineralización.

El impacto de la fertilización sobre los microorganismos depende del tipo de fertilizante, la dosis y el método de aplicación. Numerosos estudios tendientes a cuantificar el efecto de prácticas agronómicas sobre comunidades microbianas del suelo se realizaron en los primeros centímetros de la superficie. Sin embargo, la incorporación sub-superficial de fertilizantes podría estar afectando a los microorganismos que habitan en capas más cercanas al sitio de la aplicación. El objetivo de este trabajo fue evaluar comparativamente el efecto acumulado de diferentes dosis de fertilización sobre la composición y funcionalidad de comunidades microbianas del suelo en dos profundidades (0-5 cm y 5-10 cm). El trabajo se realizó sobre un experimento de campo con aplicación incorporada de fertilizantes desde 1999.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del ensayo y diseño experimental

El estudio se realizó sobre un ensayo de fertilización establecido en el año 1999, sobre un suelo Argiudol Típico de textura franco limosa perteneciente a la serie Marcos Juárez. La rotación que se sigue es maíz – trigo/soja en un diseño de franjas en campo de productor (60 m ancho por 210 m largo). Los tratamientos evaluados fueron: Testigo (sin fertilización) y tres situaciones de fertilización con NPS: Dosis de productor, Dosis de reposición y Dosis de reposición con el agregado de micronutrientes (Zn y B) (Tabla 1). La aplicación del fertilizante se realizó desde el inicio del experimento por debajo al costado de la semilla (N y S) o en la línea de siembra (P).

Tabla 1: Características químicas del suelo en los diferentes tratamientos de fertilización.

	Criterio de fertilización (*)			
	Testigo	Dosis de productor	Reposición	Reposición + micronutrientes
pH (0-10 cm)	6,5	6,1	5,42	5,5
CO TOTAL tn ha^{-1} (0-18 cm)	29	28,32	32	30,74
ppm P (0-30 cm)	4,7	8,46	38,9	39,9

(*) Excepto el testigo, las dosis de fertilización se basan en NPS en la rotación maíz – trigo/soja. La dosis del productor medio de la zona consiste en 80 $kg.ha^{-1}$ de N, 17 $kg.ha^{-1}$ de P y 15 $kg.ha^{-1}$ de S, para maíz, y 80 $kg.ha^{-1}$ de N, 21 $kg.ha^{-1}$ de P y 14 $kg.ha^{-1}$ de S, para trigo/soja. La determinación de la dosis de reposición se realizó según valores de referencia de Echeverría & García (2014)

Recolección y acondicionamiento de las muestras

Previo a la siembra del cultivo estival en septiembre 2015, se recolectaron muestras de suelo de 0-5 y 5-10 cm de profundidad con barreno 2,5 cm de diámetro. Se definieron 3 zonas de muestreo dentro de cada franja y se tomaron 20 sub-muestras en cada una de ellas. De este modo, se tuvieron 3 réplicas por cada tratamiento. Luego de tamizarla (2 mm malla), una fracción de la muestra se conservó a 4ºC hasta la determinación de actividad microbiana y otra porción se conservó a -20 ºC para la extracción de ADN genómico.

Determinaciones microbiológicas

Se analizó actividad enzimática global medida por la hidrolisis de fluoresceína diacetato (FDA), actividad de fosfatasa ácida, ureasa y arilsulfatasa; nitrógeno anaeróbico potencialmente mineralizable (Nan) (Alef & Nanipieri, 1995) y las proteínas fácilmente extraíbles reactivas a Bradford, comúnmente denominadas “glomalinas” (Wright & Upadhyaya, 1999).

Estructura de la comunidad microbiana

La extracción de ADN se realizó a partir de 0,25 g de suelo con kit MOBIO. Para la amplificación específica de la región 16S se realizó una *nested*-PCR y DGGE (Muyzer *et al*., 1993). Se prepararon geles de poliacrilamida al 8% con un gradiente lineal desnaturalizante de 30 a 55%. Las condiciones de electroforesis fueron a 60 V durante 16 h a 60 °C. Los geles se tiñeron con GelRed en TAE 1X durante 45 min y se visualizaron bajo luz UV. Los perfiles DGGE fueron digitalizados y analizados con el *software* Gel Compare II (Applied Maths). La posición y la intensidad de las bandas fueron utilizadas para posteriores análisis estadísticos y estimación de índices de diversidad (Shannon).

Análisis estadístico de los datos

Para el análisis estadístico de los datos microbiológicos se utilizó el programa INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2017). Se aplicó un Modelo Lineal Generalizado Mixto (MLGM) tomando como efecto fijo los tratamientos de fertilización y las profundidades, y como efectos aleatorios a las repeticiones de campo. Cuando el p-valor del test fue $p<0.05$ se compararon las medias por el test DGC con significancias del 5%. La comparación en la composición de las comunidades se realizó mediante permanova. El gráfico de composición de comunidades se realizó en base a un PCO (Principal Coordinate Analysis) con el paquete labsdv de R (R Development Core Team, 2018). Se estimaron correlaciones lineales entre las variables microbiológicas y las comunidades bacterianas con la función envfit del paquete vegan del software R, sólo se graficaron los vectores correlacionados significativamente ($p<0.05$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Propiedades microbiológicas

Los tratamientos de fertilización afectaron diferencialmente las funciones microbiológicas en los dos estratos de profundidad evaluados. La enzima FDA sólo respondió a la profundidad y no fue sensible a las dosis de fertilizantes y arilsulfatasa tuvo una respuesta errática a los tratamientos. Sin embargo, el resto de las variables tuvieron un comportamiento que podría agruparse en dos categorías. Por un lado, aunque con variaciones según la profundidad, la actividad ureasa y NAN tuvieron mayores valores en los tratamientos Testigo y Dosis de Productor. Por el otro lado, fosfatasa y glomalina tuvieron mayores valores en las dosis de Reposición y Reposición + micronutrientes. En este caso, las diferencias se observaron consistentemente en 0-5 cm (Tabla 2).

Tabla 2: Actividad enzimática (FDA, fosfatasa, arilsulfatasa, ureasa), nitrógeno potencialmente mineralizable (NAN) y glomalinas en los diferentes tratamientos de fertilización a 0-5 cm y 5-10 cm de profundidad.

	FDA µg fluor g^{-1} h^{-1}	**Fosfatasa** µgPNF g^{-1} h^{-1}	**Arilsulfatasa** µgPNF g^{-1} h^{-1}	**Ureasa** µg urea g^{-1} h^{-1}	**NAN** Ppm	**Glomalina**(*) µg prot g^{-1}
0-5 cm						
Testigo	90,0 a	768,1c	40,0 b	25,3 a	93,8 a	409,6 c
Dosis Productor	107,0 a	931,6 b	43,1 b	20,1 b	87,5 a	441,9 b
Reposición	76,2 a	1013,9 a	39,9 b	19,5 b	49,7 c	509,8 a
Repos. + micr.	112,0 a	1149,7 a	14,8 c	16,2 c	66,5 b	516,1 a
5-10 cm						
Testigo	42,2 b	505,6 d	28,1 b	13,6 d	35,7 d	375,3 c
Dosis Productor	42,6 b	553,2 d	29,8 b	10,5 d	17,5 e	392,2 c
Reposición	45,4 b	531,9 d	57,2 a	4,9 e	13,8 e	434,3 b
Repos. + micr..	39,4 b	556,9 d	41,2 b	11,8 d	15,6 e	385,0 c
MLGM						
Fertilización	0,32	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	<0,01
Profundidad	<0,01	<0,01	0,29	<0,01	<0,01	<0,01
Fert.*Prof.	0,10	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

(*) Corresponde a compuestos proteicos reactivos a Bradford.
Letras diferentes en cada columna indican diferencias estadísticas significativas según MLGM y test DGC de Fert.
* Prof., excepto para FDA que se demuestra la diferencia ocasionada por la profundidad.

El menor contenido de NAN en las situaciones con mayores dosis de fertilización puede atribuirse un aumento en la velocidad de mineralización de la materia orgánica particulada como consecuencia de la aplicación de N (Galantini *et al*., 2008). Este efecto de los fertilizantes es denominado "priming" y se menciona con frecuencia asociado a la disminución de N potencialmente mineralizable debido a que la aplicación de N aumenta el volumen de aportes de N orgánico y, como consecuencia, reduce el pool de N mineralizable del suelo (Kuzyakov *et al*., 2000). Es probable, que este mecanismo también genere una menor actividad de las enzimas relacionadas al ciclo de N, tal como la ureasa. La disminución de esta enzima en respuesta a la fertilización N ha sido citada por otros autores quienes la proponen como un indicador del grado de disturbio en los procesos biológicos como consecuencia de la fertilización (Ajwa *et al*., 1999).

Una de las consecuencias negativas ocasionadas por la fertilización es la disminución del pH del suelo. Dick *et al*. (2000) observaron que la mayor actividad de la fosfatasa ácida se registró en rangos de pH de 5 a 5,5, mientras que por arriba de esos valores la enzima disminuyó drásticamente en el suelo. En dicha investigación, el contenido de P no afectó la actividad fosfatasa. Nuestros resultados coinciden con lo hallado por Dick *et al*. (2000) corroborando que la fosfatasa ácida habría sido más sensible al valor de pH del suelo que a la elevada oferta de P generada por repetidas dosis de fertilización de cultivos.

Las glomalinas son sustancias compuestas por proteínas, lípidos y materiales húmicos altamente resistentes. Su presencia en el suelo ha sido vinculada a mejoras en las propiedades físicas del suelo y como una fuente de almacenamiento de N y C de larga duración (Rillig *et al*., 2001). Aumentos en los contenidos de glomalinas en altas dosis de fertilización se han relacionado a aporte de material vegetal (Jun *et al*., 2007), altos contenidos de P del suelo (Wu *et al.*, 2011) y siembra directa (Dai *et al*., 2017). El mayor volumen de material vegetal en los tratamientos de alta fertilización podría explicar los mayores contenidos de glomalinas en las dosis de Reposición y Reposición + micronutrientes con respecto al Testigo y Dosis de Productor.

Estructura de la comunidad microbiana

La estructura de la comunidad microbiana, estudiada mediante DGGE y permanova, fue afectada significativamente por los tratamientos de fertilización en diferente medida de acuerdo a la profundidad de muestreo (Figura 1). En los primeros 0-5 cm se observaron valores de riqueza (número de especies) similar entre los tratamientos de fertilización (Figura 2). El índice de Shannon fue de 1,79 en Testigo, 1,80 en Dosis de Productor, 1,67 en Dosis de Reposición y 1,78 en Dosis de reposición con micronutrientes, sin diferencias significativas entre tratamientos. En cambio, en la profundidad 5-10 cm, la riqueza fue significativamente más baja en los tratamientos de mayor fertilización (Figura 2). El índice de diversidad mostró la misma tendencia, con valores de 2,21 y 2,20 en Testigo y Dosis de productor; y 1,4 y 1,39 en las restantes dosis de fertilización. El efecto negativo de la fertilización mineral a largo sobre la comunidad bacteriana del suelo ha sido citado por otros autores (Marschner, *et al*. 2003). Ge *et al*. (2008) observaron que la riqueza y diversidad de bacterias disminuyó en tratamientos con fertilización mineral nitrogenada en comparación con la aplicación de enmiendas y fertilización sin N.

La relación entre la composición de la comunidad microbiana y las funciones evaluadas en este trabajo se representan en la Figura 3. Puntos más cercanos en la Figura 3 indican que son más similares entre sí. Se deduce, entonces, que las comunidades del Testigo y Dosis de Productor son más similares entre sí que con las mayores dosis de fertilización (Figura 3). Se hallaron correlaciones significativas entre la actividad enzimática y la estructura microbiana en la profundidad 0-5 cm (Figura 3 izq.). En cambio, no se hallaron correlaciones en la capa 5-10 cm (Figura 3 der.).

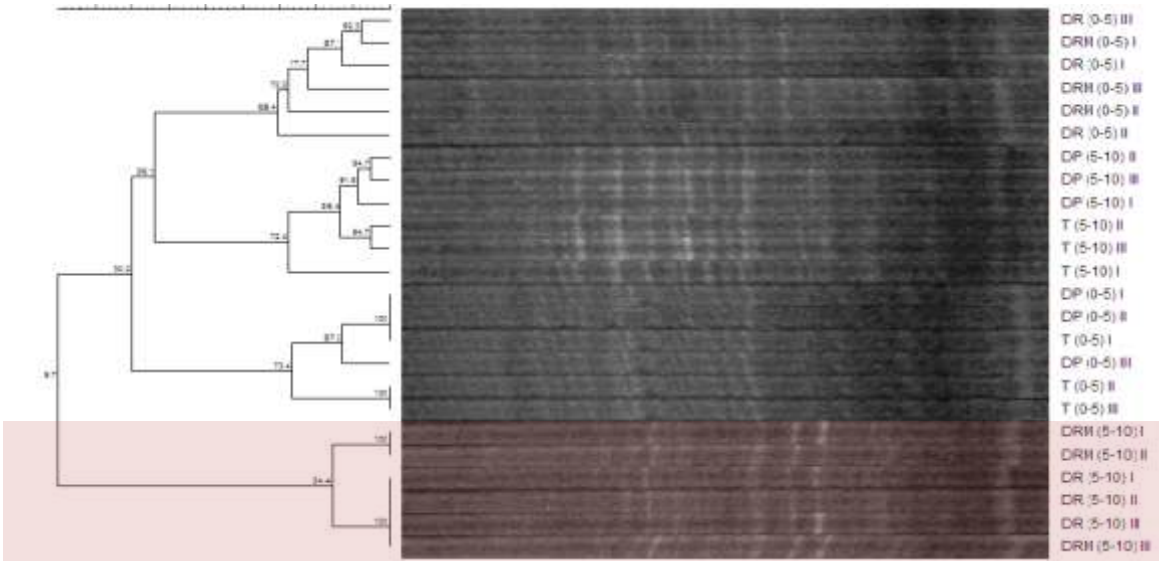


Figura 5: Conglomerados según Dice y UPGMA *en base a DGGE de amplicones 16S rDNA (*Muyzer *et al.*, 1993*)*. T: Testigo, DP: Dosis de productor, DR: Dosis de reposición, DRM: DR + micronutrientes; (0-5) y (5-10) indican las profundidades (cm). I, II y III: Repeticiones de cada tratamiento. Se presenta sombreado el cluster que se separó del resto de los tratamientos.

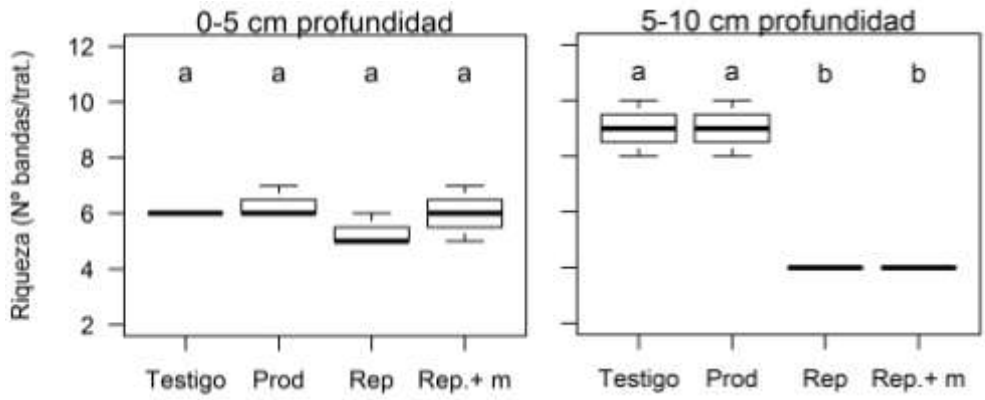


Figura 2: Riqueza de especies (número de bandas) obtenidas mediante amplificación de gen 16S rDNA y DGGE (Muyzer *et al*., 1993) a partir de muestras de suelo con diferentes tratamientos de fertilización: Testigo: sin fertilización, Prod: Dosis de productor, Rep: Dosis de reposición, Rep.+m: Dosis de reposición más micronutrientes. A la izquierda 0-5 cm de profundidad y a la derecha 5-10 cm. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos de la misma profundidad (MLGM, Test DGC 5%)

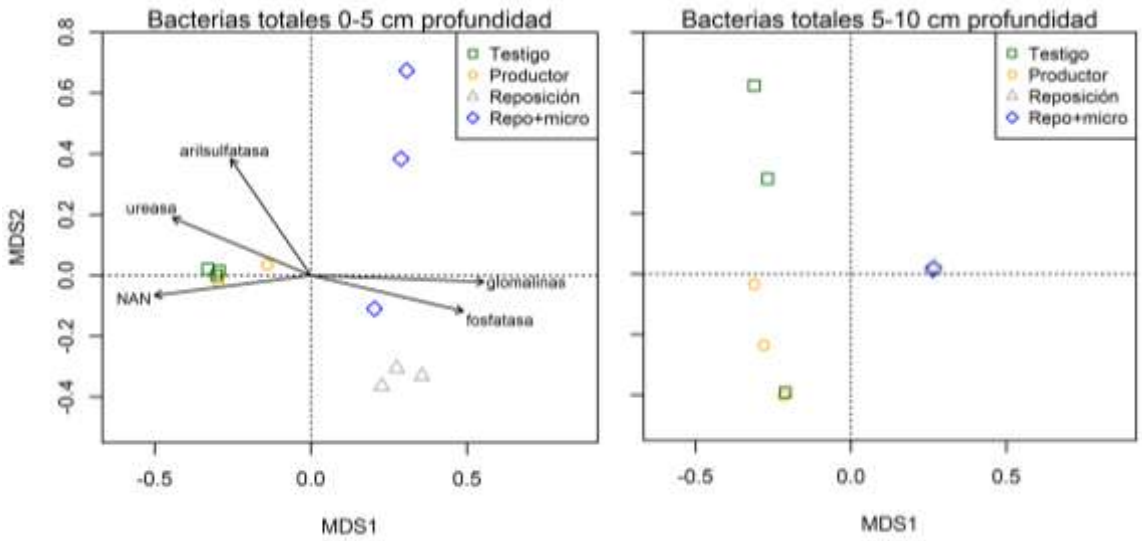


Figura 3: Análisis de composición de comunidades bacterianas (PCO) obtenidas mediante amplificación de gen 16S rDNA y DGGE (Muyzer *et al*., 1993) a partir de muestras de suelo con diferentes tratamientos de fertilización: Testigo: sin fertilización, Productor: Dosis de productor, Reposición: Dosis de reposición, Repo+micro: Dosis de reposición más micronutrientes. A la izquierda 0-5 cm de profundidad y a la derecha 5-10 cm. Los vectores representan correlaciones lineales estadísticamente significativas ($p<0.05$) entre las comunidades bacterianas y actividad enzimática, NAN y glomalinas. La dirección del vector indica el sentido del gradiente y su longitud representa la significancia estadística. Nótese que de 5-10cm no se detectaron correlaciones significativas y por eso no están representados gráficamente.

CONCLUSIONES

Los microorganismos desempeñan funciones vitales en el suelo relacionadas a la dinámica de la materia orgánica y los nutrientes. La fertilización a largo plazo genera cambios en el suelo que impactan directamente en la comunidad microbiana. En este estudió se observó que dichos efectos se manifiestan de diferentes maneras según la distancia desde la superficie. Mientras que en los primeros 5 cm los tratamientos de fertilización afectaron principalmente las funciones medidas a través de la actividad enzimática, NAN y glomalinas; a mayor profundidad el impacto de sucesivos ciclos de fertilización se tradujo en una drástica reducción del número de especies y diversidad de la comunidad bacteriana. Conocer las consecuencias de la fertilización sobre un componente vital del suelo como son los microorganismos constituye una valiosa herramienta al momento de tomar decisiones tendientes a alcanzar una producción sustentable

BIBLIOGRAFÍA

- Ajwa HA, C Dell & CW Rice. 1999. Changes in enzyme activities and microbial biomass of tallgrass prairie soil as related to burning and nitrogen fertilization. Soil Biol Biochem, 31(5), 769-777.
- Alef K & P Nannipieri (1995) Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. Ac. Press. London. 860 pp
- Dai J, J Hu, A Zhu & X Lin. 2017. No-tillage with half-amount residue retention enhances microbial functional diversity, enzyme activity and glomalin-related soil protein content within soil aggregates. Soil Use Manag, 33(1), 153-162.
- Di Rienzo JA, Casanoves F, Balzarini MG, Gonzalez L, Tablada M, Robledo CW. 2017. InfoStat versión 2017. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. En: http://www.infostat.com.ar
- Dick WA., L Cheng & P Wang. 2000. Soil acid and alkaline phosphatase activity as pH adjustment indicators. Soil Biol Biochem, 32(13), 1915-1919.
- Echeverría HE & FO García. 2014. Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos. Ediciones INTA. 904 pp
- Fertilizar, 2016. Consumo de Fertilizante de todos los cultivos. En: http://www.fertilizar.org.ar/
- Galantini, JA; J Iglesias; M Landriscini; L Suñer & G Minoldo. 2008. Calidad y dinámica de las fracciones orgánicas en sistemas naturales y cultivados. En: Galantini, JA (ed).1ra. Ed. UNS. Bahía Blanca, Bs. As., Argentina. Pp. 71-95.
- Ge Y, Zhang JB, Zhang LM, Yang M, He JZ. 2008. Long-term Fertilization Regimes Affect Bacterial Community Structure and Diversity of an Agricultural Soil in Northern China. J Soils Sediments 8 (1) 43–50
- Geisseler D, & Scott KM. 2014. Long-term effects of mineral fertilizers on soil microorganisms–A review. Soil Biol Biochem, 75, 54-63
- Jun N, ZH Jian-Min, W Huo-Yan, C Xiao-Qin, & DU Chang-Wen. 2007. Effect of Long-Term Rice Straw Return on Soil Glomalin, Carbon and Nitrogen. Pedosph, 17(3), 295-302.
- Kuzyakov Y, JK Friedel, & K Stahr. 2000. Review of mechanisms and quantification of priming effects. Soil Biol Biochem, 32(11-12), 1485-1498.
- Marschner P, E Kandeler, B Marschner. 2003. Structure and function of the soil microbial community in a long-term fertilizer experiment. Soil Biol Biochem 35(3): 453-461
- Muyzer, G, EC De Waal, & AG Uitterlinden. 1993. Profiling of complex microbial populations by DGGE analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA. Appl env micr 59(3), 695-700.
- R Development Core Team (2018) R: A language and environment for statistical computing. Rillig MC, SF Wright, KA Nichols, WF Schmidt & MS Torn. 2001. Large contribution of arbuscular mycorrhizal fungi to soil carbon pools in tropical forest soils. Plant Soil, 233(2), 167-177.
- Wright, S.F, & Upadhyaya, A. (1999). Quantification of arbuscular mycorrhizal fungi activity by the glomalin concentration on hyphal traps. Mycorrhiza, 8(5), 283–285.
- Wu F, M Dong, Y Liu, X Ma, L An, JP Young, & H Feng. 2011. Effects of long-term fertilization on AM fungal community structure and Glomalin-related soil protein in the Loess Plateau of China. Plant soil, 342(1-2), 233-247.
- Yu C, XM Deng, W Li, Y Xiong, C Ye & X Li X. 2015. Changes in soil microbial community structure and functional diversity in the rhizosphere surrounding mulberry subjected to long-term fertilization. Appl Soil Ecol, 86, 30-40

C2P25. EVALUACIÓN DE PRÁCTICAS AGROECOLÓGICAS EN LA PRODUCCIÓN DE SOJA Y FUNCIONALIDAD DE LA COMUNIDAD MICROBIANA

Ortiz, J.[1]; Faggioli V.S.[1]; Gabbarini L.[2]; Baigorria T.[1]; Pegoraro V.R.[1]; Boccolini M.F.[1] y Cazorla C.R.[1]

[1] INTA EEA Marcos Juárez, Córdoba, Argentina
[2] Laboratorio de Biología de Suelo, Universidad Nacional de Quilmes
ortiz.jimena@inta.gob.ar

RESUMEN

En Argentina la alternativa a la producción actual con uso de insumos es la producción orgánica que requieren de numerosas labores del suelo para producir alimentos de manera orgánica. Esta situación plantea la necesidad de buscar alternativas que disminuyan las labores y favorezcan la conservación en la calidad y la salud del suelo. La soja es un cultivo problema tanto en producciones orgánicas como agroecológicas, ya que no se logran producciones estables. El objetivo de este trabajo fue evaluar comparativamente el efecto de diferentes prácticas agroecológicas sobre la funcionalidad de comunidades microbianas del suelo y la producción de soja. El trabajo se realizó sobre un experimento de campo en la localidad de Marcos Juárez durante la campaña 2016-2017. Se utilizó de cultivo de cobertura (CC) triticale (X *triticosecale Whittmack*) como antecesor de soja DM48 no modificada genéticamente, se aplicó compost porcino y se midieron diferentes actividades enzimáticas (quitinasa, sulfatasa, betaglucosidasa, acetilesterasa, fosfatasa, celobiohidrolasa) a 0-10 cm de profundidad al momento de secado del CC y siembra del cultivo estival. Se utilizó un diseño en bloques completos aleatorizados con arreglo en parcelas divididas con tres repeticiones. La utilización de CC presento mayor actividad enzimática de quitinasa, betaglucosidasa, acetilesterasa y fosfatasa ($p<0,05$) al momento de secado, mientras que la aplicación de compost porcino no género ningún incremento. La rizosfera del CC y la reducción en las labranzas pueden explicar el incremento en las actividades enzimáticas. Por otra parte el tratamiento sin CC en el cual se realizaba un barbecho mecánico poseía un gran número de plantas espontaneas pero dicha diversidad de plantas no logro incrementos en la actividad enzimática. Esto sugiere que puede haber cualidades únicas para cada planta que aumenten la actividad de enzimas específicas. A la siembra la media de actividad enzimática fue mayor que al secado ($p<0,05$), pero no se observaron diferencias entre tratamientos. En cuanto a la producción de soja se logró un rendimiento 3 veces superior por la utilización de CC respecto al barbecho mecánico (1.766 y 518 $Kg.ha^{-1}$ respectivamente) la aplicación de compost no modificó los rendimientos en cada situación.
La utilización de CC es una práctica fundamental para mantener la calidad del suelo y lograr producciones estables en sistemas sin la utilización de insumos químicos, pero es preciso contar con semillas no modificadas genéticamente de calidad. También son necesarios más estudios y complementar con otros indicadores de calidad de suelo.

Palabras claves: actividad enzimática, cultivos de cobertura, compost porcino

C2P26. INFLUENCIA DE *Brachiaria brizantha* COMO CULTIVO DE COBERTURA EN LOS PROCESOS MICROBIANOS DE UN SUELO DEGRADADO

Pérez Brandan, Carolina[1]; Huidobro, Jorgelina [1]; Alvarez, Marcos David [1]; Meriles, José Manuel [2] y Vargas Gil, Silvina [3]

[1] INTA EEA Salta, Ruta Nacional 68 km. 172 C.P. 4403 Cerrillos, Salta, Argentina. cpbrandan@gmail.com
[2] CONICET-Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (IMBIV – UNC); Instituto de Ciencia y Tecnología de los Alimentos (F.C.E.Fy Nat – UNC), Av. Vélez Sarsfield 1611, Córdoba, Argentina. jose.meriles@unc.edu.ar
[3]CONICET-Instituto de Patología Vegetal (IPAVE-CIAP, INTA) Camino 60 cuadras, Km 5,5, Córdoba, Argentina. chavarria.diego@inta.gob.ar - vargasgil.silvina@inta.gob.ar - serri.dannae@inta.gob.ar

RESUMEN

La inclusión la pastura tropical *Brachiara brizantha* cv Mulato como cultivo de cobertura podría ser una herramienta útil para mejorar la actividad microbiológica del suelo y, en consecuencia, su calidad. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de *Brachiaria brizantha* cv. Mulato y maíz (Zea mays) como cultivos de cobertura sobre las comunidades microbianas del suelo y su contribución a la restauración de la calidad de un suelo degradado bajo de monocultivo de poroto común (*Phaseolus vulgari*s L.). El muestreo del suelo se llevó a cabo en 2016 después de seis años de efecto acumulativo en diferentes tratamientos: *B. brizantha-B. brizantha*- poroto común (B2), *B. brizantha*-poroto común (B1), maíz-poroto común (M) y monocultivo de poroto común (control). B2 y B1 mostraron una mayor hidrólisis de diacetato de fluoresceína (108.1% y 78.6%, respectivamente) y una mayor actividad de la fosfatasa ácida (304.5% y 181.6%, respectivamente) en comparación con el tratamiento de control. La eficiencia metabólica fue mayor bajo *B. brizantha* como cultivo de cobertura, con un cociente metabólico significativamente más bajo (tasa de respiración por unidad de carbono de la biomasa) en B2 (1,65) en comparación con el control (5,46). Por el contrario, el análisis de qPCR de la estructura microbiana no mostró diferencias significativas en la respuesta a los tratamientos evaluados. Por lo tanto, la abundancia de hongos y bacterias probablemente tuvo menos influencia en la diferenciación de los tratamientos en comparación con la actividad microbiana. En el contexto de esta investigación, el uso de *B. brizantha* como cultivo de cobertura aumentó la fertilidad del suelo y generó una mayor eficiencia metabólica microbiana. Nuestra investigación demuestra que *B. brizantha* cv. Mulato empleada como cobertura es una herramienta agrícola adecuada para restaurar las propiedades bioquímicas del suelo.

Palabras clave: cultivos de coberturas; procesos microbianos

INTRODUCCIÓN

Los microorganismos juegan un papel esencial en los ciclos biogeoquímicos promoviendo la salud, la calidad del suelo y el crecimiento de las plantas. La presencia de una comunidad microbiana diversa y funcional contribuye a la resistencia al estrés y a la resiliencia de los suelos (Montecchia *et al*., 2011). Por lo tanto, el estudio de sus comunidades microbianas representa una medida útil para evaluar el impacto del cambio en el uso de la tierra. Sin embargo, hay poca información disponible sobre el efecto de los cultivos de coberturas sobre la microbiota del suelo. El impacto de gramíneas tropicales como cultivos de cobertura sobre la biodiversidad microbiana en los sistemas de monocultivo de los Valles del Noroeste de Argentina, representan una importante alternativa a los fines de estudiar estrategias agrícolas orientadas a producir cultivos de alto rendimiento sin comprometer los recursos naturales y favorecer los servicios ecosistémicos.

El crecimiento de la población mundial ha generado un aumento en la demanda de recursos impuestos a los sistemas agrícolas, generando un mayor uso global de los recursos naturales y una disminución significativa en los servicios ecosistémicos (Seghezzo *et al*., 2011). Como consecuencia, los monocultivos y el mayor uso de insumos sintéticos, como fertilizantes químicos y pesticidas, han reducido la fertilidad del suelo (Nurulita *et al.*, 2016). En contraposición, la agroecología representa una base científica, metodológica y tecnológica para una nueva "revolución agraria" en todo el mundo (Volante *et al.*, 2015), ya que los sistemas de producción agroecológicos son resilientes, energéticamente eficientes, biodiversos, socialmente justos y proporcionan la base para la soberanía productiva y alimentaria (Altieri *et al*., 2012).

Esta información podría usarse para abordar la urgente necesidad de restaurar la fertilidad del suelo y la biodiversidad de los agroecosistemas en las principales áreas agrícolas. Los valles subtropicales del noroeste argentino constituyen un territorio diverso, dinámico y productivo, con un ambiente agradable para la producción de una variedad de cultivos debido a la presencia de suelos fértiles y temperaturas cálidas (Montecchia *et al*., 2011). Así también, los

agroecosistemas subtropicales, como los de esta región, son particularmente susceptibles a una mayor degradación del suelo y pérdidas de nutrientes en comparación con las regiones templadas / frías debido a la mayor mineralización de la materia orgánica. En estas zonas los cambios más significativos producidos por los años de labranza intensiva y la implantación del monocultivo de tabaco han llevado a una degradación progresiva del recurso suelo. Estos procesos causaron efectos negativos como la degradación de los recursos ambientales, las pérdidas de fertilidad, la reducción de la diversidad microbiana del suelo y la baja productividad.

El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de un ciclo y dos ciclos de *Bachiaria brizantha* cv Mulato como cultivo de cobertura sobre la actividad microbiana y la composición de hongos y bacterias en un suelo degradado bajo monocultivo del Valle de Lerma, Salta.

MATERIALES Y MÉTODOS

Experimento a campo

El ensayo a campo se estableció en 2010 en la Estación Experimental Agropecuaria de INTA Salta (EEA-INTA), Cerrillos, Valle de Lerma, Salta, Argentina (S 24º53'52.84" W 65º27'59.11", 1420 m.s.n.m.). El clima de la región (sitio de estudio) es serrano subtropical con poco o ningún déficit hídrico en enero y febrero. El suelo pertenece a un Ustochrepts udico según USDA Soil Taxonomy, serie Cerrillos con horizontes A, AC y C, sin fase erosionada (pendiente <0,1%). La textura del suelo en estudio es franco (32% de arena, 44% de limo, 24% de arcilla) con 2.91% de materia orgánica. El suelo en el que se llevaron a cabo los ensayos es un suelo degradado resultante de 50 años de monocultivo de tabaco y poroto común que fue sometido a labranza intensiva. El diseño experimental siguió un diseño en bloques completos al azar con tres repeticiones. En cada parcela individual se implantó un tipo de cultivo de cobertura *Brachiaria brizantha* cv Mulato, maíz (*Zea mays*) y parcelas sin cultivos de cobertura. En verano los cultivos de cobertura se desecaron y se sembró poroto común como cultivo de renta, sin realizar ningún laboreo al suelo. Los tratamientos fueron: a) *B. brizantha* / *B. brizantha* / poroto común (B2); b) poroto común / *B. brizantha* / poroto común (B1); c) poroto común / maíz / poroto común (M); d) poroto común / barbecho / poroto común: monocultivo de frijol común (control), totalizando 4 tratamientos con 3 réplicas cada uno, empleando 12 parcelas. *B. brizantha* se sembró con una sembradora a una densidad de 4-5 kg / ha, luego se cortó con una segadora. El rastrojo quedó en la superficie. La densidad de poroto común sembrada fue de 25 semillas m^{-1} y el ancho de las hileras fue de 52 cm, o 2-3 kg / ha. El poroto común fue manejado usando prácticas de manejo recomendadas por el productor, incluyendo solo una labranza antes de la siembra y aplicaciones de pesticidas (Dimetoato 40% p/v. Basf EC y Carbendazim 50 Nufarm Limited). Treinta días después de la siembra, se aplicó Flex® (fomesafen: 25% p / v) Syngenta a una dosis de 500 ml ha^{-1}. No se usaron fertilizantes químicos durante el crecimiento del cultivo de poroto común.

Muestreo de suelo

Las muestras de suelo se recolectaron en verano (Febrero) al inicio de floración del poroto común, durante la campaña agrícola 2016. Para el análisis de la actividad microbiana, el muestreo se realizó tomando el suelo rizosférico de 10 plantas en un metro lineal, lo que constituyó 1 muestra compuesta. En total, se recogieron 6 muestras compuestas de suelo rizosférico por unidad experimental de 10 cm de profundidad. Las raíces se agitaron suavemente para eliminar el suelo poco adherido, se colocaron en bolsas de plástico y se procesaron de inmediato. Para cada uno de los parámetros bioquímicos medidos, se realizaron mediciones por triplicado. Para el análisis químico, se utilizó el mismo suelo empleado para los análisis de la actividad microbiana. Las muestras de suelo se tamizaron a la humedad del campo (2 mm), se homogeneizaron, secaron al aire y se almacenaron a 4 ° C para su posterior análisis. Una submuestra de 20 g de cada muestra se almacenó a -20ºC para el análisis molecular.

Actividades enzimáticas del suelo

La actividad microbiana se estimó por hidrólisis de la actividad del diacetato de fluoresceína (FDA), de acuerdo con Adam y Duncan (2001). Se colocaron 2 g de suelo y 15 ml de buffer fosfato de potasio 60 mM, pH 7,6, en un erlenmeyer de 50 ml. Se añadió sustrato (FDA, 1000 mg ml^{-1}) para comenzar la reacción. Los erlenmeyer se colocaron en una incubadora orbital a 30ºC y 100 rpm durante 20 min. Una vez retirado de la incubadora, se añadieron inmediatamente 15 ml de cloroformo / metanol (2: 1 v / v) para finalizar la reacción. El contenido de los erlenmeyer se centrifugó luego a 2000 rpm durante 5 minutos. El sobrenadante se filtró y se analizó a 490 nm usando un espectrofotómetro. La actividad deshidrogenasa (DHA) se determinó de acuerdo a Garcia *et al.* (1997). Brevemente, 1g de suelo fue expuesto a 0.2 ml de INT al 0.4% (cloruro de 2-p-yodofenil-3-p-nitrofenil-5-feniltetrazolio) en agua destilada a 22 ° C durante 20 h en oscuridad. El INTF (iodonitrotetrazolio formazano) formado se extrajo con 10 ml de metanol agitando vigorosamente durante 1 minuto y filtrando a través de un papel de filtro Whatman n° 5. INTF formado se midió

espectrofotométricamente a 490 nm. Finalmente, la actividad fosfatasa ácida (FA) se analizó utilizando 1 g de suelo, 4 ml de buffer universal 0.1 M (pH 6,5) y 1 ml de fosfato p-nitrofenílico 25 mM (Tabatabai & Bremner, 1969). Después de la incubación a 37 ± 1 ºC durante 1 h, la reacción enzimática se detuvo mediante la adición de 4 ml de NaOH 0,5 M y 1 ml de $CaCl_2$ 0,5 M para evitar la dispersión de sustancias húmicas. La absorbancia se midió en el sobrenadante a 400 nm.

Biomasa y respiración microbiana

El carbono de biomasa microbiana (CBM) se determinó usando la técnica de inoculación-fumigación con cloroformo de acuerdo con Jenkinson & Powlson (1976). La respiración microbiana del suelo se determinó como carbono potencialmente mineralizable (respiración CO_2-C) según Alef (1995). La cantidad de CO_2 liberado se midió a partir de muestras de suelo tratadas con cloroformo y sin tratar (aproximadamente 20 g).

Abundancia de genes fúngicos y bacterianos

El ADN se extrajo de 0,5 g de suelo. La extracción se realizó con el suelo NucleoSpin® Soil Kit para el suelo (Macherey-Nagel) usando el protocolo del fabricante. El rendimiento y la pureza del ADN se midieron usando un fluoroespectrómetro de microvolumen (NanoDrop Technologies, Delaware). Se determinaron los números de copias del gen ARNr 16S bacteriano (conjunto de cebadores 338F / 518R) (Fierer *et al*., 2005) y números de copias del gen 18S ARNr (conjunto de cebadores NS1-F / Fung R) siguiendo el protocolo de Liu *et al*. (2009). La amplificación por PCR se cuantificó en un Line-Gene 9600 Plus mediante monitorización fluorométrica con una mezcla maestra Power SYBR Green PCR (Applied Biosystems). La reacción se realizó en un volumen de 25 µl que contenía 10 ng de ADN, 0,2 mg ml-1 de BSA, 0,2 µM de cada cebador y 12,5 µl de premezcla SYBR EX TaqTM (Takara Shuzo, Shiga, Japón). Las curvas estándar se construyeron por separado para bacterias y hongos usando plásmidos de genes de ARNr clonados (Takara). También se incluyeron controles de ADN positivo (agua ultrapura) y positivo (Pseudomonas aeruginosa, dilución en serie de 10 veces). El número de copias de los estándares se calculó a partir de la concentración de ADN de plásmido extraído.

Análisis estadístico

Los análisis estadísticos se llevaron a cabo mediante el empleo del programa InfoStat (Di Rienzo *et al*., 2015). Las variables se estudiaron mediante análisis de varianza (ANOVA) para probar las diferencias entre parámetros microbianos empleando el test de Fisher (LSD) (p<0.05).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Actividades microbianas del suelo

Se observaron diferencias significativas en las actividades enzimáticas del suelo entre los diferentes tratamientos (Fig. 1). Para FDA, B2 y B1 fueron 108.1% y 78.6% mayores que el control, respectivamente. Además, B2 y B1 fueron 83.2% y 56.8% mayores que M, respectivamente. Se observaron resultados similares para la actividad AFA, siendo B2, 43.6%, 127.9% y 304.5% mayor que B1, M y el control, respectivamente. La tendencia opuesta se observó para ADH, donde B2 presentó los niveles más bajos respecto a M y al control (56.3% y 42.2%, respectivamente).

La inclusión de *B. brizantha* cv. Mulato en la rotación produjo un aumento marcado en la actividad microbiana total estimada como hidrólisis de la FDA, y mejoró la eficiencia en la descomposición de la materia orgánica del suelo.

Nuestros resultados sugieren que dos ciclos consecutivos de *B. brizantha* cv. Mulato mejorarían significativamente las actividades microbianas del suelo, incluso aún más que empleando maíz como cultivo de cobertura. El aumento de la actividad microbiana registrada en nuestro trabajo puede estar relacionado con la cantidad de exudados de la raíz después de dos ciclos de *B. brizantha*. La abundante biomasa generada por las partes aéreas produce una significativa cobertura superficial del suelo, lo que minimiza el crecimiento de las malezas, mejora la actividad microbiana del suelo y las tasas de los procesos bioquímicos edáficos. Los valores más altos de hidrólisis de FDA estuvieron correlacionados positivamente con un alto depósito de residuos vegetales, lo que generó una mayor proporción de macronutrientes, como el carbono y el nitrógeno. Una tendencia similar registrada para la FDA se observó en la actividad AFA, revelando una mayor actividad de esta enzima en los dos ciclos consecutivos de *B. brizantha*. Además, B2, B1 y M aumentaron la actividad AFA en comparación con el tratamiento control. Aunque se ha informado que el ADH es un indicador sensible, en nuestro trabajo este parámetro no mostró una respuesta clara. De hecho, estudios previos realizados por nuestro grupo de investigación (Pérez Brandan *et al*., 2016) en diferentes ensayos mostraron la misma tendencia, lo que sugiere una respuesta poco clara de la ADH al manejo agrícola. El ADH refleja el rango total de la actividad oxidativa de la microflora del suelo y puede ser inhibido por varios fertilizantes químicos y pesticidas del suelo (Verdenelli *et al*., 2013). Por lo tanto, es posible que ciertos productos químicos puedan afectar la respuesta de la actividad deshidrogenasa en tratamientos bajo *B. brizantha*.

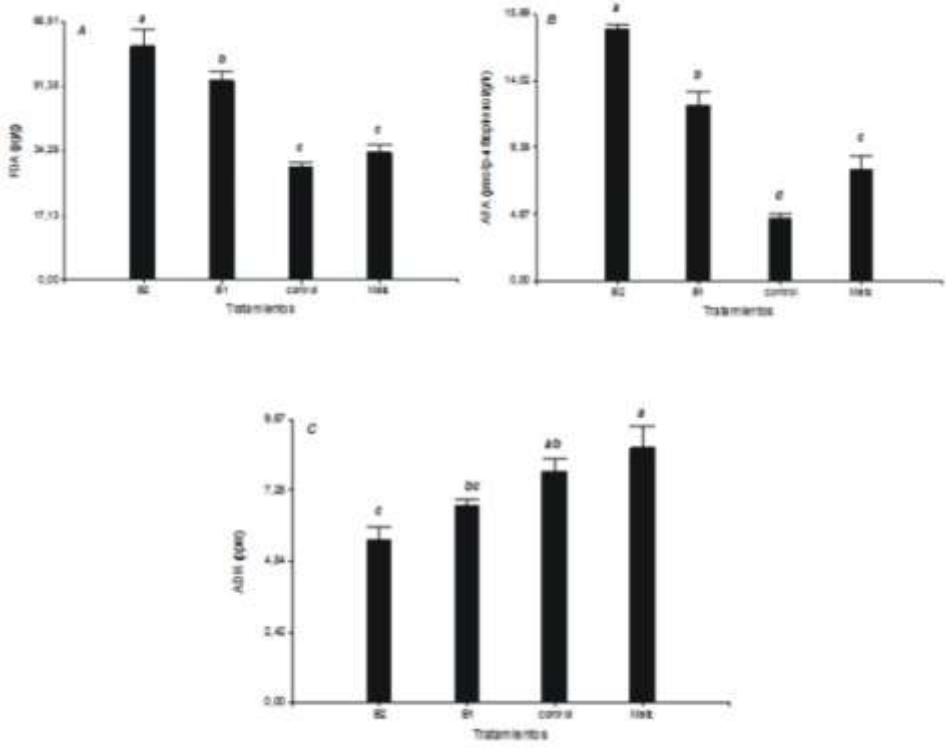


Fig. 1. Valores medios de hidrólisis de diacetato de fluoresceína (FDA) (A), Actividad fosfatasa ácida (AFA) (B) y Actividad deshidrogenasa (ADH) (C) a través de diferentes tratamientos: B. brizantha- B. brizantha-poroto común (B2), poroto común B. brizantha / poroto común (B1), poroto común / maíz / poroto común (M) y monocultivo de poroto común (control). Las letras diferentes indican valores que son significativamente diferentes ($p \leq 0.05$). Las barras de error indican ± un error estándar.

Biomasa y respiración microbiana y componentes del cociente metabólico

La respiración microbiana no mostró diferencias significativas entre los tratamientos en este estudio (Tabla 1). Con respecto a CBM, el tratamiento B2 mostró el valor medio más alto (0,4 mg g^{-1}) en comparación con B1 (0,1 mg g^{-1}), M (0,2 mg g^{-1}) y el control (0,1 mg g^{-1}). El cociente metabólico mostró el valor más bajo en B2, que fue en promedio 244.2% más bajo que el resto de los tratamientos.

Un parámetro interesante que nos indica el efecto de la diversificación agrícola en la función de los procesos ecológicos del suelo, es el cociente metabólico (*q*CO2). Un menor *q*CO2 refleja mejores condiciones biofísicas del suelo, mientras que un mayor *q*CO2 indica una posible degradación del suelo bajo el uso intensivo de la tierra (Masciandaro *et al*., 1998). En este sentido, el alto *q*CO2 observado en los tratamientos B1, M y control refleja una gran demanda de energía para mantener la actividad metabólica microbiana en relación a la energía necesaria para sintetizar la biomasa microbiana. Este efecto probablemente podría revertirse con la inclusión de dos ciclos de *B. brizantha* debido a un aumento del CBM.

La disminución de *q*CO2 observada en dos ciclos de tratamientos con *B. brizantha* indica una mayor eficiencia metabólica en comparación con el sistema convencional (control-barbecho) e incluso el maíz como cultivo de cobertura, aún con un solo ciclo de Brachiaria. En consecuencia, se observó una mayor eficiencia metabólica en parcelas bajo cultivos de cobertura en comparación con parcelas bajo laboreo convencional, donde el *q*CO2 fue 32% menor (Ferreras *et al*., 2015). Dado que B2 mostró el valor más bajo de *q*CO2 en comparación con B1, M y el control, nuestros resultados sugieren que la inclusión de dos ciclos de *B. brizantha* en el período de barbecho puede ser una herramienta adecuada para mejorar la eficiencia en el uso microbiano de las fuentes carbonadas. En concordancia con nuestros resultados, diversos autores encontraron una disminución del *q*CO2 en parcelas bajo especies comúnmente utilizadas como cultivos de cobertura (avena, arveja, rábano o trigo) en comparación con el barbecho y con el manejo intensivo del suelo (Balota *et al*., 2014).

Tabla 1. Valores medios de respiración microbiana, carbono de la biomasa microbiana (CBM) y cociente metabólico (*q*CO2) a través de diferentes tratamientos: B. brizantha- B. brizantha-frijol común (B2), frijol común B. brizantha / frijol común (B1), frijol común / maíz / frijol común (M) y monocultivo de frijol común (control).
Las diferentes letras dentro de una columna reflejan diferencias significativas (p≤0.05).

Tratamientos	Respiración Microbiana (mg g^{-1})	CBM (mg g^{-1})	qCO_2
B2	0.65±0.12 a	0.40±0.03 a	1.65±0.14 b
B1	0.61±0.12 a	0.10±0.03 b	6.16±0.14 a
M	0.54±0.12 a	0.20±0.03 b	5.42±0.18 a
C	0.39±0.12 a	0.10±0.03 b	5.46±0.18 a
p value	0.3003	<0.0001	0.0017

Composición y abundancia de comunidades fúngicas y bacterianas

La inclusión de los cultivos de cobertura no tuvo un efecto significativo sobre la abundancia de hongos o bacterias (Fig. 2). El valor medio de la abundancia de hongos varió entre 3.2×10^{14} (B1) y 0.5×10^{14} (M) número de copias por gramo de suelo de 18S rDNA. No se observaron diferencias significativas entre los tratamientos B2, B1 y el control. Sin embargo, la abundancia de hongos tendió a ser más alta en B1 y menor en M. El valor medio de la abundancia bacteriana varió entre 2.0×10^{15} (M) y 0.5×10^{15} (control) números de copias por gramo de suelo de 16S rDNA. Excepto en M, donde se observó un aumento significativo en las abundancias bacterianas, la relación de hongos: bacterias no mostró diferencias significativas entre los tratamientos. Se observó una relación de hongos: bacteriana significativamente más alta en el control (0,42), B1 (0,39) y B2 (0,31) en comparación con M (0,03) (datos no mostrados).

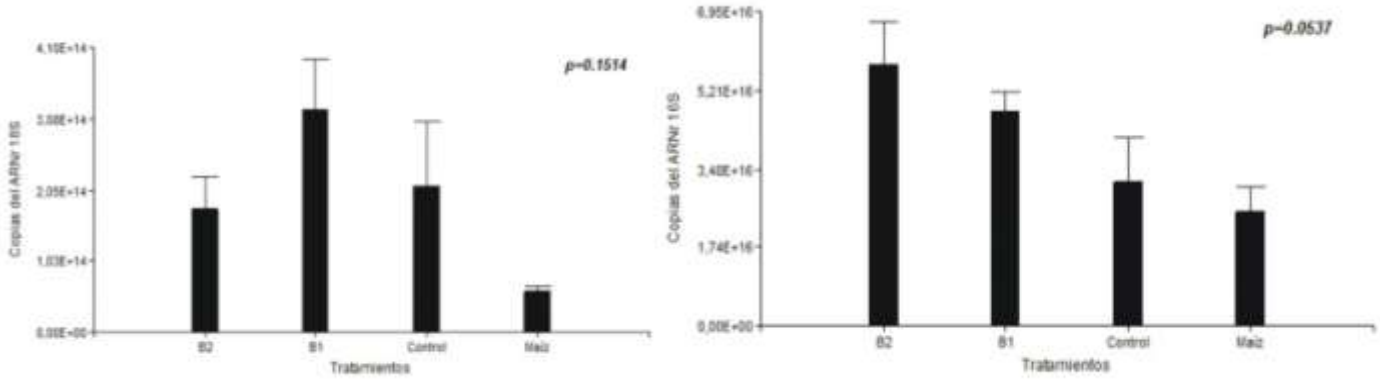


Fig. 2. Valores medios del número de copias g^{-1} de ADN bacteriano (16S) (A) y fúngico (18S) (B).
Las letras diferentes indican valores que son significativamente diferentes (p <0.05). Las barras de error indican ± un error estándar.

Seis años de *B. brizantha* cv Mulato utilizados como cultivos de cobertura no mostraron diferencias significativas en los valores de abundancia de las comunidades de hongos y bacterias. Nuestros datos mostraron que M tendría una tendencia a disminuir la biomasa fúngica y aumentar la biomasa bacteriana, lo que resulta en una baja relación F / B. En contraste, encontramos una mayor abundancia de comunidades fúngicas en el tratamiento B1, lo que resulta en una alta relación F / B. Este resultado puede deberse al hecho de que las bacterias son más resistentes que los hongos a los cambios en el entorno del suelo. La abundancia de bacterias en el suelo está asociada con una alta humedad del suelo, pH, N y mayores tasas de mineralización de carbono. Se observó una relación F / B más alta asociada a una mejora en la calidad del suelo mediante la inclusión de *Brachiaria* como cultivo de cobertura (Maul *et al*., 2014) Se acepta ampliamente que una alta relación F / B indica agroecosistemas más sostenibles con bajos impactos sobre el medio ambiente, en los que la composición de materia orgánica y la mineralización de carbono dominan el suministro de nutrientes a las plantas. Las comunidades microbianas del suelo dominadas por hongos pueden mejorar el almacenamiento de carbono y contribuir a la mineralización lenta de la materia orgánica (Altieri *et al*; 2012); el manejo agrícola que contribuye al crecimiento de la biomasa fúngica puede aumentar el secuestro de carbono. En este sentido, la alta relación F / B generalmente ocurre en ecosistemas de pastizales inalterados, pastizales que carecen de historias de fertilización a largo plazo y agroecosistemas muy poco alterados.

CONCLUSIONES

Esta investigación demuestra que la inclusión de *B. brizantha* cv. Mulato como cultivo de cobertura en un sistema agrícola degradado puede afectar la funcionalidad microbiana del suelo a través de la contribución del abundante rastrojo generado y al aumento de la eficiencia microbiana en el uso de estas fuentes carbonadas. Dos ciclos consecutivos de *B. brizantha* estimularon la actividad de las enzimas microbianas generando una alta eficiencia metabólica que favorece la descomposición de la materia orgánica. A medio plazo, en comparación con la estructura de la comunidad microbiana, las actividades microbianas reflejarían mejor los cambios generados por los ciclos de rotación en los esquemas agrícolas ensayados. Por lo tanto, el uso de esta especie forrajera puede contribuir a la sostenibilidad de los sistemas agrícolas mixtos en la región de estudio y constituye una alternativa prometedora para diversificar los agroecosistemas degradados.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) a través del proyecto de investigación PNSUELO 1134043.

BIBLIOGRAFÍA

- Adam, G. & H Duncan. 2001. Development of a sensitive and rapid method for the measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils. Soil Biol. Biochem. 33, 943-951.
- Alef, K. 1995. Soil respiration. In: Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. Alef, K., Nanninpieri, P. (Ed.), Academic Press. Harcourt Brace and Company publishers, London, pp. 214-219.
- Altieri, M.A.; FR Funes-Monzote & P Petersen. 2012. Agroecologically efficient agricultural systems for smallholder farmers: contributions to food sovereignty. Agron. Sustain. Dev. 32(1), 1-13.
- Balota, E.L.; A Calegari; AS Nakatani & MS Coyne. 2014. Benefits of winter cover crops and no-tillage for microbial parameters in a Brazilian Oxisol: a long-term study, Agric. Ecosys. Environ 197, 31–40.
- Di Rienzo, J.A.; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & C Robledo. 2015. InfoStat versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- Ferreras, L.A.; SMI Toresani; VS Faggioli & CM Galarza. 2015., Sensitivity of soil biological indicators in an argiudoll from the Argentinean pampas. Span, J. Soil Sci. 5, 227–242.
- Fierer, N.; JA Jackson; R Vilgalys & RB Jackson. 2005. Assessment of soil microbial community structure by use of taxon-specific quantitative PCR assays. Appl. Environ. Microbiol. 71(7), 4117-4120.
- Jenkinson, D.S. & Powlson, D.S. 1976. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil-V: a method for measuring soil biomass. Soil Biol. Biochem. 8(3), 209-213.
- Maul, J.E., JS Buyer, RM Lehman; S Culman; CB Blackwood; DP Roberts & JR Teasdale. 2014. Microbial community structure and abundance in the rhizosphere and bulk soil of a tomato cropping system that includes cover crops, Appl. Soil Ecol. 77, 42–50.
- Masciandaro, G.; B. Ceccanti & JG Gallardo-Lancho. 1998. Organic matter properties in cultivated versus set-aside arable soils, Agric. Ecosys. Environm 67, 267–274.
- Montecchia, M.; OS Correa; MA Soria; SD Frey; AF García & JL Garland. 2011. Multivariate approach to characterizing soil microbial communities in pristine and agricultural sites in Northwest Argentina, Appl. Soil Ecol. 47, 176–183.
- Nurulita, Y.; EM Adetutu; H Gunawan & AS Ball. 2016. Restoration of tropical peat soils: the application of soil microbiology for monitoring the success of the restoration process, Agric. Ecosys. Environ. 216, 293–303.
- Pérez-Brandán, C.; J Huidobro; M Galván; S Vargas-Gil & JM Meriles. 2016. Relationship between microbial functions and community structure following agricultural intensification in South American Chaco, Plant Soil Environ. 62 (7), 321–328.
- Seghezzo, L., Volante, N.J., Paruelo, J.M., Somma, J., Buliubasich, E.C., Hufty, M., 2011. Native forests and agriculture in Salta (Argentina) conflicting visions of development, J. Environ. Devel 20, 251–277.
- Tabatabai, M.A. & JM Bremner. 1969. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. Soil Biol. Biochem. 1(4), 301-307.
- Verdenelli, R., CB Conforto; C Pérez-Brandán; D Chavarría; S Vargas- Gil & JM Meriles. 2013. Integrated multivariate analysis of selected soil microbial properties and their relationships with mineral fertilization management in a conservation agriculture system, Acta Agric. Scand. B Soil plant Sci. 63 (7), 623–632.
- Volante, J. & J Paruelo 2015. Is forest or ecological transition taking place? Evidence for the semiarid chaco in Argentina, J. Arid. Environ. 123, 21–30.

C2P27. GRUPOS FUNCIONALES DE BACTERIAS PGPB EN EL INTESTINO DE LOMBRICES (Anélidos) EN FINCA DE CAÑA DE AZÚCAR

Picón, María Cristina[1]; Teisaire, Ernestina S.[2] y Bellone, Carlos H.[3]

[1]Instituto de Invertebrados. Fundación Miguel Lillo y [2]Cátedra de Embriología y Anatomía Comparadas. Facultad de Cs. Naturales e I.M.L. UNT; Miguel Lillo 251, 4000, S.M. de Tucumán – Argentina [3]Facultad de Agronomía y Zootecnia - UNT.
cristina_picon202@hotmail.com

RESUMEN

Desde el punto de vista ecológico las lombrices de tierra son un grupo importante, ya que actúan sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos, tales como: la textura, la descomposición de la materia orgánica y la regulación de los ciclos biogeoquímicos. Estas acciones son favorecidas por la actividad microbiana de las comunidades de bacterias que viven en el tubo digestivo de las lombrices. A su vez esas comunidades pueden tener la capacidad de promover el crecimiento vegetal (PGPB), facilitando la solubilización de fósforo, por la producción de auxinas, giberelinas y sideróforos, e intervienen en el proceso de fijación de nitrógeno. Sin embargo, en este sentido se sabe poco sobre los grupos funcionales de microorganismos con capacidad PGPB, que además estén relacionados con las lombrices de tierra. El objetivo de este trabajo es tratar de determinar los grupos funcionales PGPB encontrados en el intestino de especies de lombrices de tierra que habitan suelos cultivados con caña de azúcar, en la provincia de Tucumán. Para ello se realizaron colectas por 2 años consecutivos en una finca con cañaverales en el Departamento Chicligasta, ubicada en el Km 745 de la ruta nacional número 38. El material se obtuvo de las lombrices previamente identificadas y se extrajeron las bacterias del intestino mediante la disección y el posterior macerado en solución fisiológica. Las cepas se aislaron y se expusieron a diferentes pruebas para determinar su capacidad PGPB: 1- solubilización de fósforo, 2-producción de auxinas, 3- producción de giberelinas, 4- sideróforos y 5- fijación de nitrógeno. Se identificaron 4 especie de lombrices, pertenecientes a la Familia Glossoscolecidae a *Pontoscolex corethurus*, y *Enantiodrilus borelli*, y a la Familia Megascolecidae a *Metaphire californica* y *Amynthas gracilis*. Los resultados mostraron que en todas las especies de lombrices colectadas se encontraron microorganismos PGPB de 4 grupos funcionales: 1- solubilización de fósforo, 2- producción de auxinas, 3- producción de giberelinas, 4- sideróforos presentes en diferente proporción en cada especie de lombriz. Con respecto al grupo funcional 5- fijación de nitrógeno, en *Pontoscolex corethurus* no se encontraron bacterias de este grupo y en *Metaphire californica* sólo se encontraron en el segundo año de colecta. Estos resultados están indicando la prevalencia de algunos grupos funcionales y la variación observada en el grupo de fijadores de nitrógeno con una presencia selectiva. De esta forma se podría inferir el aporte funcional de cada especie de lombriz de tierra al ecosistema agrícola.

Palabras claves: Anélidos, Microorganismos, PGPB

C2P28. MOSTAZA PARA CONTROL DE NEMATODOS FITOPATÓGENOS Y SU EFECTO EN LA BIOTA DEL SUELO.

Quinteros, M. [1]; Boggiatto, E.[1]; Sanchez, H.A.[1]; Gallac, M. [1;] Picon, M.C.[2]

[1]EEA INTA Famailla; [2] Fundación Miguel Lillo F. Ciencias Naturales
Quinteros, Maria. EEA INTA Famaillá. Ruta Prov. 301, km 31. (4132) Famaillá. Tucumán.

quinteros.maria@inta.gob.ar

RESUMEN

En los campos hortícolas de la provincia los nematodos están presentes en la mayoría de los suelos produciendo una disminución notable en los rendimientos y una baja calidad de los productos. El principal daño se registra en cultivos de la familia de las *Solanáceas* (tomate, pimiento, etc.). El daño que ocasionan a los cultivos es más serio cuando mayor es el tiempo que el suelo permanece bajo cultivos y, más aún, cuando un mismo cultivo se desarrolla en el mismo lugar por varias temporadas. El control químico de estos patógenos además de ser demasiado oneroso y no muy efectivo, es muy peligroso su uso en cultivos para consumo fresco y nocivo para el medio ambiente. Por lo que es prioritario buscar prácticas de manejo de los organismos patógenos para conseguir una reducción de la densidad de población por debajo del umbral de daño al cultivo. Hay evidencias de que el cultivo previo de mostaza disminuye las poblaciones de nematodos fitófagos y el daño asociado a ellas. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del cultivo de mostaza sobre la biota del suelo. En un lote altamente infectado por nematodos fitófagos que tuvo tomate como cultivo antecesor, se sembró mostaza en un sector del mismo. Se evaluó la biota del suelo (nematodos, hongos, bacterias y actinomicetos) en los primeros 20cm del perfil mediante muestreos de suelo previos a la siembra de la mostaza y en el momento de floración de la misma. . Las poblaciones de nematodos disminuyeron en un 50%, se observó leve disminución de las poblaciones de hongos y actinomicetos donde hubo mostaza como cultivo de servicio; en las poblaciones de bacterias no se observó diferencias significativas. Estos resultados demuestran la importancia de la incorporación de un cultivo de servicio en las prácticas de manejo convencional, mejorando así la sanidad de los cultivos, lo que conlleva una disminución en el uso de agroquímicos y la incorporación de buenas prácticas de manejo.

Palabras claves: mostaza, nematodos, tomate.

C2P29. EFECTO DEL RIEGO POR GOTEO EN LAS POBLACIONES DE MICRORGANISMOS DEL SUELO EN UN CULTIVO DE LIMONEROS

Quinteros, M. [1]; Sanchez, H.A. [1]; Boggiatto, E.; Picon, C. [2]; Gallac, M. [1]

[1]EEA INTA Famaillá; [2] Inst. de Invertebrados Fundación Miguel Lillo.

Quinteros, Maria. EEA INTA Famaillá. Ruta Prov. 301, km 31. (4132) Famaillá. Tucumán.
quinteros.maria@inta.gob.ar

RESUMEN

La provincia de Tucumán domina el mercado del limón y determina la tendencia de la producción total de limones en el país; los derivados industriales siguen esta misma tendencia; es la segunda actividad agroindustrial después de caña de azúcar. La superficie cultivada de limón en la provincia es de aproximadamente 37 mil hectáreas (76,6% del total nacional) de la cual el 30-35 % se realiza en condiciones de riego. Se planteó el presente trabajo con el objetivo de evaluar el efecto del riego por goteo en las poblaciones de microorganismos del suelo. En una finca cítrica, de la localidad de Tafí Viejo, Tucumán, se evaluó la población microbiana en dos situaciones de relieve: media loma y bajo; las primeras evaluaciones se realizaron durante la zafra 2015 (trabajo publicado "Biodiversidad Microbiana asociada a manejo sustentable del suelo en cultivo de citrus"). En la campaña 2015, la mencionada finca no tenía riego y los valores de pH registrados en los primeros 20 cm del perfil oscilaron entre 5,5 a 6,8. En la campaña 2017 se incorporó riego por goteo, lo que provocó una disminución del pH en ambas situaciones de muestreo; idéntico comportamiento tienen las poblaciones de bacterias. En cuanto a la población de hongos, la misma disminuye en la media loma y aumenta levemente en el bajo; en la campaña 2015 no se observaron modificaciones en las poblaciones de hongos. En las poblaciones de actinomicetos no se encontraron diferencias generadas por el uso del riego

Palabras claves: microorganismos, limoneros, pH, riego por goteo

C2P30. RESPIRACIÓN MICROBIANA EN ROTACIONES DE CULTIVOS

Quiñónez Vera, Laura Raquel; Cubilla Andrade, Martín María; González Blanco, Alicia Noemí; Rasche Álvarez, Jimmy Walter; Fatecha Fois, Diego Augusto, González Cáceres, Eugenio; Duarte Monzón, Alder Duarte y Santacruz, Derlis Enciso

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Asunción. Avenida Mcal. López 2160. San Lorenzo, Paraguay.

lauryqv@gmail.com

RESUMEN

El suelo es un recurso natural no renovable, expuesto a procesos de degradación ocasionada por sistemas de manejo inadecuados. El objetivo de este trabajo fue evaluar la respiración microbiana en rotaciones de cultivos en sistema de siembra directa. El experimento se realizó en el departamento de Caaguazú, distrito de San Joaquín, Paraguay, manejado en sistema de siembra directa. Las muestras de suelo fueron colectadas a una profundidad de 0 - 5 cm y luego trasladadas al laboratorio del Área Suelos y Ordenamiento Territorial de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Asunción. Una vez colectadas fueron pesados 5 g de suelo de cada muestra, luego fueron incubados utilizando el método en medio cerrado con 5 ml de NaOH 1 N y el desprendimiento de CO_2 fue determinadomediante la titulación con HCl 0,1 N en presencia de un indicador (fenoftaleina al 1 %). Los resultados fueron sometidos a un análisis de varianza (ANAVA) y aplicado test de Tukey con $p<0,05$ para comparación de medias utilizando el software estadístico Infostat. La respiración microbiana del suelo no fue alterada entre las distintas rotaciones de cultivos de granos y plantas de cobertura en sistema siembra directa.

Palabras claves: plantas de cobertura, siembra directa.

INTRODUCCIÓN

La rotación de cultivos es una práctica de manejo que puede aumentar potencialmente el rendimiento de los cultivos y favorecer la calidad del suelo, reduciendo los procesos de deterioro del mismo.

En los suelos los microorganismos cumplen la función de descomponer los residuos orgánicos, participando en el reciclaje de nutrientes y consecuentemente son responsables de su disponibilidad para las plantas (Matsuoka *et al.,* 2003). Por otra parte, el monitoreamiento de la biota del suelo puede servir como parámetro para diagnosticar alteraciones en la calidad del suelo (Mercante *et al.,* 2008), pudiendo contribuir de esta manera a una mejor sustentabilidad en el uso del suelo (Araújo y Monteiro 2007).

En ese aspecto, la respiración microbiana corresponde a una de las medidas para determinar la mineralización de los compuestos orgánicos, la cual puede variar de acuerdo a las condiciones pluviométricas, pH del suelo, residuos vegetales y los tipos de microorganismos (Franchini *et al.*, 2007).

El objetivo del trabajo fue evaluar la respiración microbiana en una rotación de cultivos en relación a los días de incubación.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se desarrolló en el departamento de Caaguazú, distrito de San Joaquín, Paraguay manejado en sistema de siembra directa. El suelo pertenece al orden Ultisol (Lopéz *et al.,* 1995) de textura arenosa, con una precipitación media anual de 1650 mm, registrándose 885 mm de lluvia durante la experimentación.

El diseño experimental utilizado fue de bloques completos al azar con doce tratamientos correspondientes a rotaciones de cultivos (soja-soja-barbechos-soja-barbecho-trigo; soja-barbecho-trigo-soja-barbecho-trigo; soja-barbecho-trigo-soja-soja-barbecho; soja-barbecho-trigo-soja-barbecho-avena negra; soja-barbecho-avena negra-soja-avena negra-soja; soja maíz-barbecho-soja-barbecho-trigo; soja-maíz-mezcla-maíz-crotalaria-trigo; maíz-crotalaria-trigo-soja-milheto-avena negra+nabo; soja-milheto-avena negra+nabo-soja-maíz-mezcla; soja-barbecho-avena negra+lupino-maíz+ruziziencis-ruziziencis-trigo; maíz+ruziziencis-ruziziencis –trigo-soja-Cajanus cajan-acevén; soja-Cajanus cajan-acevén-soja-crotalaria-avena negra+lupino) con cuatro repeticiones, totalizando 48 unidades experimentales.

Las muestras de suelo fueron colectadas a una profundidad de 0 - 5 cm y luego trasladadas al laboratorio del Área Suelos y Ordenamiento Territorial de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Asunción. Una vez

colectadas fueron pesados 5 g de suelo de cada muestra, luego fueron incubados utilizando el método en medio cerrado con 5 ml de NaOH 1 N descripto por Anderson (1982) y el desprendimiento de CO_2 se midió mediante la titulación con HCl 0,1 N en presencia de un indicador (fenoftaleina al 1 %).

Los resultados fueron sometidos a un análisis de varianza (ANAVA) al 5 % de probabilidad de error utilizando el programa estadístico Infostat.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La respiración microbiana del suelo no fue influenciada por las distintas rotaciones de cultivos, con resultados uniformes entre los cultivos de granos y los tipos de abonos verdes implantados a los 15, 30, 45, 60, 75 y 90 días de incubación (Tabla1).

Tabla 1: Respiración microbiana bajo una rotación de cultivos. Caaguazú, Paraguay, 2016/2017

Rotación	Respiración microbiana, mg CO2 100 g^{-1} de suelo					
	Días de incubación					
	15	30	45	60	75	90
S/S/B/S/B/T	76,6 ns	58,8 ns	57,5 ns	45,9 ns	28,0 ns	24,5 ns
S/B/T/S/B/T	84,6	53,1	56	57	61,5	24,8
S/B/T/S/S/B	80,6	46,6	55	36,2	37,5	27,5
S/B/T/S/B/AN	86,6	49,1	66,5	21,2	42,5	35
S/B/AN/S/AN/S	78,6	53,6	65,5	33,8	46,5	29
S/M/B/S/B/T	82,6	58,1	67	56,5	31,5	41,5
S/M/MZ/M/C/T	74,2	41,1	54,5	41,3	24	26,5
M/C/T/S/MT/AN+N	98,2	58,6	70	58,5	49	23
S/MT/AN+N/S/M/MZ	102,6	69,6	77	40,1	47,5	18
S/B/AN+L/M+R/R/T	63,2	32,1	51,5	40,3	40,5	33,5
M+R/R/T/S/CC/A	94,6	63,6	67,5	46,7	50	50
S/CC/A/S/C/AN+L	84	51,6	69,5	29,7	26,5	26,5
Medias	84,5	52,5	63,6	41,9	41,5	30,5
CV (%)	7,54	6,92	5,93	12,99	5,86	7,44

[1]Soja, [2]Barbecho, [3]Trigo, [4] Avena negra, [5]Maíz, [6]Mezcla, [7]Crotalaria, [8] Milheto, [9] Lupino, [10] Ruzizienziz, [11]Cajanus cajan [12]Acevén.
CV: coeficiente de variación, con probabilidad de error al 5 %.

La mayor actividad microbiana ocurrió en los primeros días de incubación presentando 80 mg CO_2 en 100 g de suelo, observándose una tendencia negativa a medida que trascurrieron los días. Esto ocurre debido a que los residuos orgánicos de fácil degradación, comienzan agotarse, consecuentemente la biomasa microbiana se ve reducida y por tanto la liberación de CO2 disminuye (Alves *et al.*, 2011).

En el proceso de respiración microbiana, a medida que la biomasa microbiana se estabiliza menos cantidad de carbono (C) es desprendido como CO_2. Una alta tasa de respiración en los restos de cultivos es caracterizada deseada, existiendo una alta mineralización de compuestos orgánicos, disponibilizando rápidamente para las plantas (Roscoe *et al.*, 2008).

Los niveles de CO_2 acumulado, variaron de 261,6 a 372,4 mg 100 g de $suelo^{-1}$ luego de 90 días de incubación (Figura 1). Según Lisboa *et al.*, (2012) en los suelos manejados en sistema de siembra la actividad microbiana es mayor en relación a otros sistemas de manejo, de manera que, al no revolver el suelo, existe mayor aporte de carbono el cual es debida a una mayor cobertura vegetal.

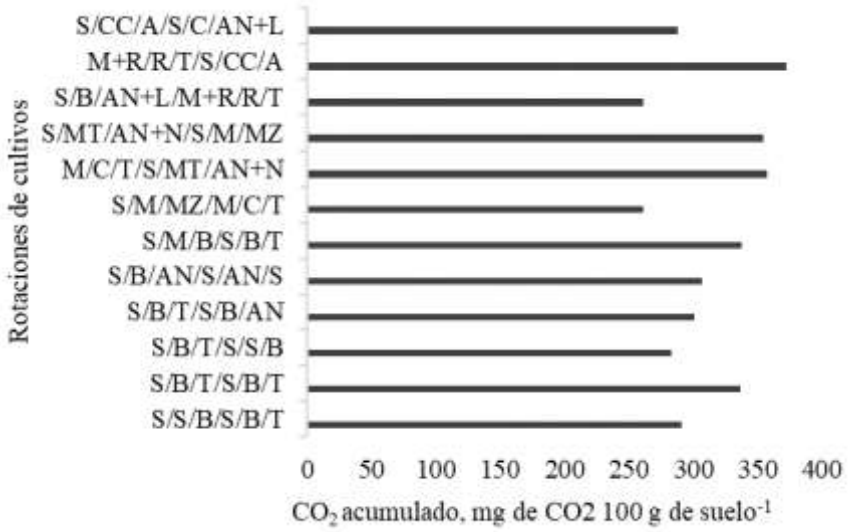


Figura 1: CO_2 acumulado luego de 90 días de incubación. Caaguazú, Paraguay, 2016/2017.

CONCLUSIÓN

La respiración microbiana del suelo no fue alterada entre las distintas rotaciones de cultivos de granos y plantas de cobertura en sistema siembra directa.

AGRADECIMIENTOS

A la Asociación de Agrónomos Pro Siembra Directa (AASID) en conjunto con la Federación Paraguaya de Siembra Directa para un Agricultura Sustentable (FEPASIDIAS), por facilitar la infraestructura para el desarrollo del experimento.

Al laboratorio de Suelos y Ordenamiento Territorial de la Facultad de Ciencias Agrarias Universidad Nacional de la Asunción.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por financiar parte del trabajo para la ejecución del experimento.

BIBLIOGRAFÍA

- Alves, TDS; LL Campos; NE Neto; M Matsuoka & MF Loureiro. 2011. Biomassa e atividade microbiana de solo sob vegetação nativa em sistemas de manejos. Revista de Pesquisa Agropecuaria. 33: 341-347
- Araujo, ASF & RT Monteiro. 2008. Indicadores biológicos de qualidade do solo. Bioscience Journal. 23: 66-75
- Franchini, JC; CC Crispino; RA Souza; E Torres & M Hungria. 2007. Microbilogical parameters as indicators soil quality under various soil managemet and crop rotation systems in Southern Brasil. Soil and Tillage Research. 92: 18-29
- Lisboa, BB; LK Vargas & AD Abichequer. 2012. Biomassa microbiana, atividade e diversidade metabólica em um Argissolo sob diferentes manejos. Pesquisa Agropecuaria, Gaúcha. 18: 175-192.
- Matsuoka, M; IC Mendes M & Loureiro. 2003. Biomassa microbiana e atividade enzimática em solos sob vegetação nativa em sistemas de agrícolas anuais e perenes na região de Primavera do Leste. 27: 425-433.
- Mercante, FM; RF Silva; CSF Francelino; JCT Cavalheiro & AA Otsubo. 2008. Biomassa microbiana, em um Argissolo Vermelho, em diferentes coberturas vegetais, em área cultivada com mandioca. Acta Scientitum Agronomy. 34: 479-485
- Roscoe, R; FM Mercante & JC Salton. 2006. Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas conservacionistas: modelagem matemática e métodos auxiliares. Embrapa Agropecuária do Oeste. Dourados, Brasil.

C2P31. EFECTOS DE LA INTENSIFICACIÓN Y DIVERSIFICACIÓN DE LA ROTACIÓN DE CULTIVOS SOBRE LOS MICROAGREGADOS DE SUELO

Robledo N.B, Gabbarini L.A y Wall L.G

Laboratorio de Biología de Suelos – Universidad Nacional de Quilmes – Roque Sáenz Peña 352 – Bernal – Buenos Aires
nbelenrobledo@gmail.com

RESUMEN

En Argentina la agricultura es uno de los motores más importantes de la economía. Por este motivo es necesario conservar el suelo como recurso. Para desarrollar manejos que permitan su conservación, es necesario conocer la complejidad de su estructura y funcionamiento y los efectos que diferentes manejos agrícolas ejercen sobre ellos. La Siembra Directa junto con las denominadas Buenas Prácticas Agrícolas que aseguran la cobertura permanente de la superficie del suelo con la rotación de cultivos, se considera un sistema conservacionista ampliamente implementado en nuestro país. Una posible mejora del sistema incluiría una mayor diversificación e intensificación de las rotaciones de los cultivos (DIRC). Los efectos de la DIRC sobre la estructura y biología del suelo aún no han sido descritos. Desde 2015 trabajamos en colaboración con productores que han implementando ensayos para evaluar el efecto de la DIRC sobre la productividad del sistema y la calidad y salud del suelo. Los establecimientos del proyecto constan de cinco tratamientos con una historia de uso agrícola común, diferenciados por su Índice de Intensidad de Rotación (IIR, calculado como días del año con cultivos, desde emergencia a madurez fisiológica, dividido 365 días) y su porcentaje de gramíneas / leguminosas. Para desarrollar este trabajo se seleccionaron dos rotaciones con IIR contrastante (Rotación típica: Trigo/Soja – Maíz - Soja, IIR: 0,47 y Rotación intensa con alto aporte de leguminosas: Trigo/Soja - Vicia/Maíz, IIR: 0,71) de uno de los establecimientos, tomando 5 submuestras distribuidas aleatoriamente dentro de cada rotación. La hipótesis del trabajo fue que una variación en la DIRC generaría cambios en la distribución de microagregados del suelo afectando las prestaciones ecosistémicas del mismo analizadas como actividades enzimáticas relacionadas a ciclos biogeoquímicos y a la actividad microbiana general. Para estudiar el efecto de la DIRC y su reproducibilidad a escala de microagregados se procedió a realizar el fraccionamiento de las muestras por triplicado, utilizando un protocolo de tamizado húmedo y obteniéndose un total de 80 submuestras de diferentes tamaños (2000-250, 250-63, 63- 20, 20-2 y <2 micrómetros) por rotación. Las actividades de las enzimas Celobiohidrolasa, β-Glucosidasa, β-Glucuronidasa, Leucina-aminopeptidasa, Quitinasa, Fosfatasa, Esterasa y Sulfatasa se midieron por fluorescencia utilizando sustratos derivados de la 4-Metilumbelliferona y 7-Amino-4-Metilcumarina en placas de 96 pocillos. Los resultados obtenidos revelan que un aumento en la DIRC modifica significativamente la proporción de las diferentes fracciones de microagregados del suelo. Los datos muestran una alta reproducibilidad, con una mayor proporcion de los microagregados de mayor tamaño a mayor IIR. En general, las actividades enzimáticas específicas medidas no muestran un patrón de variación significativa entre tratamientos a nivel de microagregados, pero si como perfiles enzimáticos según el tamaño de los microagregados. De esta manera, la explicación a las diferencias en los perfiles enzimáticos por el diferente IIR, medido en el suelo sin fraccionar, resultaría de la integración de las diferentes proporciones de agregados, con sus respectivos perfiles fisiológicos, generando así un particular servicio ecosistémico del suelo con relación a la transfromación de la materia.

Palabras claves: Rotación de cultivos, Agregados de suelo, Actividades enzimáticas del suelo

C2P32. EFECTO DEL GLIFOSATO SOBRE PARÁMETROS MICROBIANOS DEL SUELO

Rodríguez, Hernán A.[1-2]; De Grazia, Javier[1-2]; Gagey, María C. [1-2]; Barrios, Mónica. B[1-2].; Sokolowski, Ana C. [1-2]; Prack McCormick, Bárbara P.[1-2-3] y Paladino, Ileana R[4].

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Lomas de Zamora. Juan XXIII y Camino de Cintura, Lomas de Zamora, Argentina. Instituto de Investigación sobre Producción Agropecuaria, Ambiente y Salud (IIPAS). [3]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). [4]Instituto de Suelos INTA Castelar.
hrodriguez@agrarias.unlz.edu.ar

RESUMEN

La producción de granos a nivel nacional se ha incrementado tanto en superficie cultivada como en rendimiento. Bajo este contexto, el actual modelo de agricultura pretende que los agroquímicos controlen a las malezas y plagas, simplificando así la toma de decisiones. Sin embargo, dentro de este modelo, no se ha tenido en cuenta que el uso excesivo de plaguicidas pone en serio riesgo al recurso suelo, disminuyendo su capacidad para cumplir los servicios ecosistémicos que presenta. Uno de los plaguicidas más utilizado en la agricultura es el glifosato (sal amónica del N-fosfonometil glicina), un herbicida no selectivo, inhibidor de una enzima que conduce a la síntesis de aminoácidos aromáticos en plantas y microorganismos. Se han realizado estudios sobre los efectos del glifosato en las comunidades microbianas de los suelos pero con resultados contrastantes. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del glifosato sobre variables biológicas en un Argiudol de Buenos Aires, a los 2, 7, 20 y 44 días posteriores a su aplicación (DPA), bajo condiciones de laboratorio. Para ello se prepararon microcosmos con 100g de suelo (extraído de 0-10 cm de profundidad) y se incubaron a 24°C. Se aplicó glifosato de formulación comercial (75,7g equivalente a 68,7% p/p de glifosato ácido) y los tratamientos evaluados fueron: suelo sin agregado de glifosato (T), suelo con dosis recomendada 3Kg.ha^{-1} (GL1) y suelo con doble de la dosis recomendada (GL2). Las variables biológicas estudiadas fueron actividad respiratoria (AR) y respiración inducida por sustrato (SIR). Se realizó un ANOVA para evaluar el efecto de los tratamientos sobre las variables estudiadas en cada una de las fechas establecidas. En cuanto a la AR, en la fecha 2 DPA se observó un aumento del 13% para GL1 y del 8% para GL2 con respecto a T. Esto se revirtió para la segunda fecha, en donde GL1 y GL2 tuvieron un descenso de la AR de un 19% y 17% con respecto a T. La fecha 20 DPA, tanto GL1 como GL2 mostraron un aumento del 11% y 13%, respectivamente, en comparación con T. A los 44 DPA, estas tendencias desaparecieron y los valores para los tratamientos fueron similares. A pesar de esto, las diferencias no fueron significativas a lo largo de las fechas establecidas. Con respecto a la SIR, en la primer fecha, GL1 disminuyó en 11% con respecto a T pero GL2 presentó un aumento con respecto a GL1 del 12%. A los 7 DPA, la SIR a nivel general presentó un descenso de sus valores con respecto a la primer fecha, pero con las mismas relaciones entre los tratamientos. La fecha 20 DPA, mostró un aumento de la SIR a nivel general y las tendencias entre tratamientos se siguieron manteniendo. Sin embargo, al igual que con AR, no se encontraron diferencias significativas a lo largo de las fechas establecidas. La ausencia de efectos significativos entre tratamientos a las dosis estudiadas no evidencio un impacto sobre la actividad (AR y SIR) de la población microbiana. Sin embargo, resultaría de interés investigar modificaciones en la diversidad microbiana y sus funciones en relación a los períodos de tiempo post-aplicación del herbicida.

Palabras claves: Actividad respiratoria, SIR, Herbicida.

C2P33. COMPORTAMIENTO TEMPORAL DE VARIABLES ORGÁNICAS DEL SUELO EN DIFERENTES AMBIENTES BAJO AGRICULTURA CONTINUA

Rodríguez, Hernán A.[1-2]; Arakelián, Dámaris A.[1], De Grazia, Javier[1-2]; Gagey, María C.[1-2]; Barrios, Mónica B.[1-2].; Prack Mc Cormick, Bárbara P.[1-2-3] y Sokolowski, Ana C.[1-2]

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Lomas de Zamora. Juan XXIII y Camino de Cintura, Lomas de Zamora, Argentina. [2]Instituto de Investigación sobre Producción Agropecuaria, Ambiente y Salud (IIPAS). [3]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).
hrodriguez@agrarias.unlz.edu.ar

RESUMEN

El carbono orgánico (CO) es un componente clave del sistema del suelo ya que influye sobre sus propiedades físicas, químicas y biológicas. Está constituido por una mezcla heterogénea de compuestos de diferente labilidad y en continuo estado de transformación. Su dinámica está regida por características del propio material orgánico, por factores ambientales y por la actividad microbiana. Asimismo, la fracción lábil, llamada carbono orgánico particulado (COP), asociada a variables biológicas, pueden dar indicios tempranos de efectos producidos en función del paisaje, debido a su rápida transformación. Es por esto que el objetivo del presente trabajo fue analizar el comportamiento de variables químicas y biológicas en ambientes contrastantes sometidos a agricultura. Para ello se extrajeron 12 muestras compuestas de suelo de los primeros 10cm de profundidad en ambientes de Loma y de Bajo con uso agrícola continuo en dos épocas del año: verano e invierno. A partir de las mismas se realizó un fraccionamiento físico por tamizado en húmedo, obteniéndose una fracción gruesa de 2000-106µm (COPg); una fracción fina de 106-53µm (COPf) y una fracción asociada a la fracción mineral (COM) menor a 53µm, y se cuantificó el carbono orgánico total (COT) de la muestra y el de sus fracciones por el método de Walkley y Black. Además, se determinó la actividad microbiana a través de la respiración basal (RB) y la respiración inducida por sustrato (SIR) midiendo el CO_2 liberado durante la incubación de las muestras. Los resultados se analizaron estadísticamente mediante una ANOVA (test de Tukey, $p<0,05$). Durante la época estival, el contenido de COT en ambiente Bajo mostró 9,5% de aumento en comparación al ambiente Loma; sin embargo estas diferencias no resultaron significativas. En el fraccionamiento de CO se observó un predominio de los valores del ambiente Bajo por sobre el ambiente Loma para las variables COPg, COPf y COM de 17%, 25% y 6%, respectivamente. A pesar de mostrar estos contrastes porcentuales, no resultaron significativas sus diferencias. Sin embargo, las variables biológicas revelaron diferencias significativas entre los ambientes Bajo y Loma. La RB del Bajo superó en 59% a la de la Loma (valores promedios 72,97 y 45,89 mg CO_2 $100g^{-1}$ suelo). Para la SIR, los valores promedios fueron 29,63 y 18,15 mg CO_2 kg^{-1} suelo h^{-1} para Bajo y Loma, respectivamente, reflejando un aumento de 59%. Las muestras tomadas durante el invierno no evidenciaron diferencias que resulten significativas para todas las variables en estudio. En ambos ambientes, se encontraron contenidos similares de COT, COPg, COPf y COM. Pero a diferencia de lo ocurrido en verano, los valores de COPg y COPf de la Loma fueron levemente superiores respecto a los valores del Bajo. Para las variables microbiológicas RB y SIR, siguió la predominancia del ambiente Bajo por sobre Loma pero con menores valores porcentuales (aproximadamente 15% cada uno). Si bien se evidenciaron diferencias entre las variables orgánicas químicas, estas no llegaron a mostrar sensibilidad entre los ambientes estudiados. Las variables biológicas resultaron ser más sensibles a los ambientes, mostrando posibles variaciones estacionales.

Palabras claves: Fracción lábil, Respiración Microbiana, Relieve

C2P34. BIOCONTROL DE *Sclerotinia Sclerotiorum* POR CEPAS DE *BACILLUS* EN EL CULTIVO DEL POROTO (*Phaseolus vulgaris* L.)

Sabaté, Daniela C. [1], Jorgelina Huidobro[2], Marcos David Alvarez[2], M. Carina Audisio[1] y Carolina Pérez Brandan[2]

[1] Instituto de Investigaciones para la Industria Química (INIQUI), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Universidad Nacional de Salta. Av. Bolivia 5150. 4400 Salta, Argentina.
[2] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA)-Estación Experimental Salta. Ruta Nacional 68 Km 172. 4403. Cerrillos. Salta, Argentina.

RESUMEN

Existen enfermedades causadas por microorganismos que afectan el cultivo de poroto ocasionando importantes pérdidas económicas. Entre ellas se encuentran aquellas generadas por hongos como *Sclerotinia sclerotiorum*. Su control convencional resulta poco efectivo debido a la supervivencia de sus esclerocios. El objetivo de este trabajo fue aislar bacterias nativas de suelos del NOA, pertenecientes al género *Bacillus*, que presenten propiedades antagónicas sobre *S. sclerotiorum* y como promotores del crecimiento del cultivo. Tres cepas de *Bacillus* spp. aisladas mostraron propiedades como PGPR y actividad antagónica. Las cepas fueron caracterizadas como *Bacillus* spp. B19 y P12. Se determinó que las cepas B19 y P12 incrementaron el PG en un 14,5 % comparado con el control e incrementaron la longitud de la raíz (10,4 y 15 %) y del tallo (20,2 y 30 %) respectivamente respecto al control. La aplicación combinada de dos cepas: B14+B19, B14+P12 y B19+P12, generaron efectos beneficiosos sobre el crecimiento, pero no con respecto a la inoculación en forma individual. B19 y P12 sintetizaron auxinas en diferentes concentraciones, 5,71 y 4,90 mg/mL, respectivamente. B14 produce auxinas en una concentración de 10,10mg/mL, y potencialmente sintetizaría sideróforos. En las semillas control, se detectó contaminación de bacterias en el 87% de ellas, y presencia de diferentes hongos: *Cladosporium* sp., *Fusarium* sp., *Rhizopus* sp. Cuando las semillas fueron inoculadas con B14, B19 o P12, no se detectó el crecimiento de bacterias ni hongos contaminantes ni patógenos. En los ensayos *in vivo*, en suelos con *S. sclerotiorum*, se determinó una incidencia cercana al 100 %, en las semillas no inoculadas. En las semillas con fungicida y sembradas en los suelos contaminados, no se detectó emergencia de los plantines. En semillas inoculadas con B14+P12, B14+B19 o B19+P12, la incidencia se redujo un 46, 43 y 25 %, respectivamente, respecto al control, siendo los tratamientos más efectivos.

Palabras claves: *Bacillus*, poroto, biocontrol.

INTRODUCCIÓN

La producción de poroto (*Phaseolus vulgaris* L.) es una importante actividad agrícola en el noroeste argentino (NOA). El 70% de la producción de este cultivo está concentrada en la provincia de Salta, con una superficie estimada de aproximadamente 450.000 ha para las últimas campañas (De Bernardi, 2016). La sanidad de las semillas es uno de los principales factores que influyen en la producción del cultivo y está determinada por la presencia o ausencia de microorganismos patógenos asociados a ellas, por lo que estas pueden constituir un significativo medio de diseminación, así como también una fuente de inóculo de patógenos. Una enfermedad de gran importancia que afecta este cultivo, es el moho blanco causada por el hongo *Sclerotinia sclerotiorum.* Debido a su persistencia en los suelos y su diseminación, puede ocasionar importantes pérdidas económicas en el cultivo, por lo que es de gran importancia su control. A pesar de los esfuerzos de los programas de mejoramiento, muchos cultivares de poroto utilizados en la producción comercial, son susceptibles al moho blanco. Una de las estrategias para su control es el uso de productos químicos sobre las semillas (Vieira y col., 2010; Vizgarra, y col., 2012). Sin embargo, el uso indiscriminado de agroquímicos genera alteración en la biodiversidad, así como contaminación del agua, suelo y aire. Por ello, en los últimos años, hay una tendencia a realizar prácticas agrícolas sustentables, para minimizar el uso de agentes químicos, y así obtener alimentos sanos y seguros. Esto genera la búsqueda de alternativas no contaminantes para combatir las enfermedades de los cultivos. El uso de microorganismos beneficiosos se considera uno de los métodos más prometedores para que las prácticas de manejo del cultivo sean más racionales, seguras y ecológicamente compatibles con el ambiente (Droby y col., 2009). Diferentes especies del género *Bacillus* son ampliamente estudiadas como potenciales PGPR (plant growth-promoting rhizobacteria) en la agricultura, debido a su capacidad de promocionar el crecimiento de las plantas y como agentes de biocontrol (Jacobsen y col., 2004; Fravel, 2005; Pérez-García y col. 2011, Torres y col., 2017; Sabaté y col., 2017). El objetivo de este trabajo, fue evaluar el efecto como PGPR y como agentes de biocontrol, principalmente sobre *S. sclerotiorum*, de diferentes cepas nativas del género *Bacillus*, aisladas de suelos de la provincia de Salta, sobre el cultivo del poroto.

MATERIALES Y MÉTODOS

Aislamiento de bacterias del suelo

Se tomaron muestras de suelos agrícolas a 10 cm de profundidad, del centro-este de la provincia de Salta cultivados bajo diferentes sistemas productivos. Además se tomaron muestras de suelos prístinos, sin disturbar (cortinas). Se realizaron diluciones seriadas, que fueron inoculadas en medio Brain Heart Infusion (BHI). Las placas se incubaron a 37ºC durante 24-48 h. Se preseleccionaron aquellas colonias que a simple vista presentaron morfología característica del género *Bacillus* y se realizó observación al microscopio óptico. Las cepas seleccionadas fueron conservadas en medio BHI caldo con el agregado de 20% v/v glicerol a -20ºC (freezer común).

Propiedades como promotores de crecimiento en plantas de los aislados

Se determinaron algunas características como bacterias promotoras del crecimiento vegetal de las diferentes cepas aisladas. La solubilización de fósforo inorgánico se realizó mediante la técnica de Goldstein (1986). La producción de auxinas y compuestos relacionados y cianidas fue analizada por el método de de Brito Alvarez et al., (1995). La producción de sideróforos fue determinada en el medio TSA (Tripteina Soya Agar, Britania) suplementado con 8-hydroxyquinoline (de Brito Alvarez et a., 1995).

Caracterización filogenética

Se realizó la extracción de ADN a partir de un cultivo activo de 24 h a 37 ºC proveniente de caldo BHI de las cepas *Bacillus* spp. de acuerdo al método de Miller (1972). Las cepas fueron caracterizadas por secuenciación de la subunidad 16S del ARNr, mediante el servicio comercial de Macrogen Inc. (Seoul, Korea). Se utilizaron los primers universales S-D-Bact-0008-a-S-20 (AGAGTTTGATCCTGGCTCAG) y S-D-Bact-1495-a-A-20 (CTACGGCTACCTTGTTACGA) (Daffonchio et al., 1998). El ADN extraído fue amplificado mediante PCR de acuerdo a Sabaté et al., (2017). El estudio de homología se llevó a cabo usando el programa BLAST y las secuencias fueron depositadas en la base de datos de GenBank (http://www.ncbi.nlm.nih.gov).

Efecto de las cepas de *Bacillus* sobre el estado fitosanitario de semillas

Las semillas de poroto blanco cv. Alubia fueron inicialmente desinfectadas en alcohol 70 % durante 30 minutos y luego en solución de hipoclorito de sodio al 5 % durante 1 minuto. Luego, las semillas fueron inoculadas con las bacterias bajo estudio. Para ello, las semillas fueron sumergidas en un cultivo celular de 48 h de las cepas B19, B14 o P12 de concentración 1 x 10^8 ufc/ml, durante 30 minutos. Semillas sin inocular fueron utilizadas como control. Las semillas fueron dispuestas en placas de Petri (9 cm de diámetro) conteniendo Agar dextrosa papa; 5 semillas (por tratamiento) de poroto fueron colocadas de manera equidistante en las placas de Petri y fueron incubadas a 26 ºC durante 10 días. Luego, se analizó la presencia o ausencia de microorganismos patógenos transmitidos por semillas y otros microorganismos contaminantes. Los ensayos fueron realizados por triplicado.

Efecto de las cepas de *Bacillus* sobre el crecimiento del poroto

Semillas de poroto balnco cv. Alubia fueron desinfectadas e inoculadas con B19, B14 y P12. Además las semillas fueron inoculadas en combinaciones de dos bacterias (las cuales crecieron como cultivos puros) como sigue: B14+B19, B14+P12, y B19+P12. También se inocularon con un fungicida químico comercial utilizado comúnmente en la región Maxim®Evolution Rizobacter, el cual fue aplicado en las semillas de acuerdo a las instrucciones del fabricante. Un total de 70 semillas por tratamiento fueron sembradas cada 2 cm de distancia en bandejas plásticas conteniendo suelo estéril como sustrato. Las bandejas fueron colocadas en invernaderos con circulación de aire y control de temperatura (28 °C ± 2) durante 15 días. Luego de 9 días, se determinó el poder germinativo (PG) para cada tratamiento. Luego de 15 días, un total de 45 plantines/repetición fueron seleccionados al azar y se determinó el tamaño de la planta de acuerdo al protocolo de Altamirano et al., (2002). Los ensayos fueron realizados por triplicado.

Efecto de las cepas de *Bacillus* sobre la incidencia de *S. sclerotiorum*

Las semillas de poroto fueron desinfectadas e inoculadas con las bacterias bajo estudio como se mencionó anteriormente. Además se inocularon con combinaciones de dos bacterias (crecidas como cultivos puros): B14+P12, B14+B19 y B19+P12, y con el fungicida químico mencionado anteriormente. Semillas sin inocular se utilizaron como control. Por otra parte, se preparó un inoculo de *S. sclerotiorum* en granos de trigo como sustrato, de acuerdo a Elsheshtawi et al., (2017). Se preparan bandejas con suelo estéril, y se infectan con el cultivo del patógeno obtenido a partir del trigo (0.5 g de inóculo por Kg de suelo) donde se sembrarán 70 semillas de poroto por bandeja, inoculadas con cada tratamiento y sin inocular (control). Las bandejas se incuban entre 23-26ºC durante 45 días. Durante ese período, se evaluó la presencia del patógeno como porcentaje de plantas que mostraron signos de la enfermedad. Además, se determinó la energía germinativa (EG) a los 5 días de la siembra.

Análisis estadístico

Los análisis estadísticos se llevaron a cabo mediante el empleo del programa InfoStat (Di Rienzo et al 2015). Las variables se estudiaron mediante análisis de varianza (ANOVA) para probar las diferencias entre parámetros microbianos empleando el test de Fisher (LSD) (p<0.05).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Aislamiento y determinación de propiedades como promotores del crecimiento en plantas

Dos cepas de *Bacillus* spp., B19 y P12, fueron aisladas de diferentes suelos, de acuerdo a sus características macro y microscópicas. Ambas cepas B19 y P12 sintetizan auxinas a diferentes concentraciones 5,71 y 4,98 mg/mL, respectivamente. Ambas cepas crecieron en medio TSA suplementado con 8-hydroxyquinoline, y fueron consideradas por lo tanto como productoras de sideróforos. Ninguna cepa produjo cianidas ni la solubilización de fósforo inorgánico en los medios utilizados.

Caracterización filogenética

El análisis de la secuencia de 16S del ADN mostró un 98 % de homología de B19 y P12 con cepas de *Bacillus* sp. de la base de datos de GenBank. Estas secuencias fueron depositadas en GenBank (números de accesos MF574161 y MF574162, respectivamente) (http://www.ncbi.nlm.nih.gov). En trabajos previos (Sabaté et al., 2017) la cepa B14 fue caracterizada como *B. amyloliquefaciens*.

Efecto de las cepas de *Bacillus* sobre el estado fitosanitarios de las semillas de poroto

A partir de estos ensayos, *B. amyloliquefaciens* B14 fue incorporada. Esta cepa fue empleada debido a que en trabajos anteriores, presentó efectos benéficos como promotor del crecimiento en poroto y como agente de biocontrol (Sabaté y col., 2017). El estado fitosanitario de las semillas control de poroto blanco cv. Alubia revelaron una contaminación bacteriana en el 87 % del total de las semillas evaluadas. Además se encontraron diferentes hongos contaminantes como *Cladosporium* sp. (60 %), y hongos fitopatógenos como *Fusarium* sp. (26 %) y *Rhizopus* sp. (7 %) de acuerdo a las observaciones macro y microscópicas. En las semillas inoculadas con las diferentes bacterias B14, B19 o P12, no se detectó crecimiento de bacterias ni hongos contaminantes, pero si se determinó el crecimiento del inoculo.

Efecto de las cepas de *Bacillus* sobre el crecimiento del cultivo

El poder germinativo (PG) de las semillas de poroto blanco cv. Alubia, sin ningún tratamiento, fue del 77%. Las semillas inoculadas con B19 mostraron un PG de 88,6 %, y un incremento promedio de la longitud de raíz de 10,4 % y del tallo de 20,2 %, con respecto al control, mostrando significativas diferencias entre ellos (Tabla 1). La inoculación con P12 también generó un efecto benéfico sobre el crecimiento de los plantines, con un incremento en la longitud de raíz de 5 % y del tallo de 30 %, aproximadamente, comparado con las semillas sin inocular, y un PG de 88,6 % (Tabla 1). La inoculación de las semillas con B14, no ejerció efectos benéficos sobre ninguno de los parámetros de crecimiento. En el tratamiento de inoculación de las semillas con el fungicida químico comercial se observó un incremento en la longitud de raíz de 2,6 % y longitud del tallo de 11,8 % con respecto a las semillas control. Todos los tratamientos que combinaron

dos cepas de bacilos generaron efectos benéficos sobre el PG y crecimiento de los plantines respecto al control. Las semillas inoculadas con B19+B14, mostraron un incremento del PG de aproximadamente 16,3 %, en la longitud de raíz de 5,2 % y del tallo de 8,1 % respecto al control. Las semillas inoculadas con B19+P12, mostraron un significativo incremento del PG de aproximadamente 21,4 %, e incremento de la longitud de raíz de 4,2 % y del tallo de 18,9 % respecto a las semillas control. Finalmente, las semillas inoculadas con B14+P12, exhibieron incremento en el PG de 18,9 %, e incremento en la longitud de raíz de 1,6 % y del tallo de 11,5 % (Tabla 1).

Tabla 1. Efecto del cultivo celular de *Bacillus* en el crecimiento de poroto común.

	Semillas de Poroto blanco cv Alubia		
Tratamientos	GP (%)	Long de Raíz (cm)	Long de tallo (cm)
Control seeds	77.4 c	19.3 ± 3.7 bc	38.2 ± 3.6 d
Semillas inoculadas con B19	88.6 b	21.3 ± 2.0 a	45.9 ± 3.5 b
Semillas inoculadas con P12	88.6 b	22.2 ± 1.8 a	49.6 ± 3.0 a
Semillas inoculadas con B14	70 d	18.0 ± 2.0 c	34.3 ± 2.5 d
Semillas inoculadas con fungicida	90 ab	19.8 ± 2.0 ab	42.7 ± 2.7 bc
Semillas inoculadas con B19 + B14	90 ab	20.3 ± 1.0 a	41.3 ± 2.0 c
Semillas inoculadas con B19 + P12	94 a	20.1 ± 1.0 a	45.4 ± 1.5 b
Semillas inoculadas con B14 + P12	92 a	19.6 ± 1.3 bc	42.6 ± 2.6 bc

Efecto de las cepas de *Bacillus* sobre la incidencia de *S. sclerotiorum* en poroto común

Para estos ensayos, se seleccionó una cepa de *S. sclerotiorum* identificada como RF, debido a que constituye una de las cepas más resistentes a los bacilos, de acuerdo a los IF% obtenidos en estudios anteriores (datos no mostrados). Cuando las semillas de poroto control fueron sembradas en el suelo infectado con *S. sclerotiorum* RF, se determinó un EG del 7%. A los 15 días de la siembra, se determinó una incidencia de la enfermedad del 80%. Luego de 45 días de siembra en las semillas control, se determinó una incidencia cercana al 100%. Cuando las semillas fueron tratadas con el fungicida químico y sembradas en el suelo infectado con el hongo, no hubo emergencia de las semillas. Al analizar las semillas no emergidas, se detectaron aspectos similares a los del control, como presencia de esclerocios y crecimiento de moho blanco. Cuando las semillas fueron tratadas con B14, B19 o P12, se observó que la presencia del patógeno fue menor en comparación con las semillas control, 60, 52 y 50%, respectivamente. Cuando las semillas fueron inoculadas con B19+P12, no se observaron diferencias significativas en comparación con la aplicación individual de estas cepas, ya que se observó una incidencia del 50 %, a los 15 días de la siembra. Luego de 45 días, la incidencia en B19+P12 incrementó al 75 %, similar al efecto de la inoculación individual con cada bacteria. Con el tratamiento B14+B19, se observó una disminución significativa de la incidencia, en comparación con la aplicación del inoculante simple. Al finalizar los ensayos, el tratamiento con B14+B19 generó una incidencia del 43 % menor que el control. El mayor efecto protector se detectó con la aplicación de B14+P12, donde la incidencia de la enfermedad fue del 12,5 %, determinado a los 15 días de la siembra. A los 45 días de la siembra, la inoculación con B14+P12 mostró la menor incidencia comparado con el resto de los tratamientos. En este caso, también fue donde se determinó el mayor EG. Esto puede deberse a un efecto sinérgico ejercido por los diferentes metabolitos sintetizados por estas cepas. Diferentes autores han demostrados que la aplicación de más de un agente de biocontrol, incrementa el efecto de protección (Guetsky et al., 2001; Jetiyanon y Kloepper, 2002).

CONCLUSIONES

La inoculación con B14+P12 o B14+B19 fueron los tratamientos más efectivos para reducir la incidencia de *S. sclerotiorum*. Además, B19 y P12 ejercen propiedades benéficas sobre el crecimiento del cultivo de poroto blanco cv. Alubia. Por esto, diferentes tratamientos aplicando estas cepas, podrían ser utilizados como potenciales promotores del crecimiento sobre la producción comercial de poroto en la región del NOA, y para el control de enfermedades.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a los Proyecto de investigación CIUNSa (C-2453; A-1974), CONICET (PIP 0072CO), PICT-2013-0634, PICT 2012-0888), INTA PE-Suelos 1134043.

BIBLIOGRAFÍA

Altamirano, F., 2002. Caracterización de bacterias de la raíz de dos variedades de soja cultivadas en regiones geográficas diferentes. Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Jujuy, Argentina. pp. 1-88.

Daffonchio, D., Borin, S., Frova, G., Manachini, P., Sorlini, C., 1998. PCR fingerprinting of whole genomes: the spacers between the 16S and 23S rRNA genes and of intergenic tRNA gene regions reveals a different intraespecific genomic variability of *Bacillus cereus* and *Bacillus licheniformis*. Int. J. Syst. Bacteriol. 48, 107-116.

De Bernardi, L.A., 2016. Perfil del Poroto, Gacetilla Informativa del Sector Agrícola. Newsletter nº 83.

de Brito Alvarez, M., Gagne, A.G., Antoun, H., 1995. Effect of Compost on Rhizosphere Microflora of the Tomato and on the Incidence of Plant Growth-Promoting Rhizobacteria. Appl. Environ. Microbiol. 61, 194-199.

Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., Gonzalez, L., Tablada, M., Robledo, C.W. InfoStat versión 2012. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.

Droby S., Wisniewski M., Macarisin D., Wilson C. 2009. Twenty years of postharvest biocontrol research: is it time for a new paradigm?. Postharvest Biol Technol 52, 137-145.

Elsheshtawi, M., Elkhaky, M., Sayed, S.R., Bahkali, A.H., Mohammed, A.A., Gambhir, D., Mansour, A.S., Elgorban, A.M., 2017. Integrated control of white rot disease on beans caused by *Sclerotinia sclerotiorum* using Contans and reduced fungicides application. Saudi J. Biol. Sci. 24, 405-409.

Fravel, D.R. 2005. Commercialization and implementation of biocontrol. Ann Rev Phytopathol 43, 337-359.

Goldstein, A.H., 1986. Bacterial solubilization of mineral phosphates: historical perspective and future prospects. Am. J. Altern. Agric. 1, 51-57.

Guetsky, R., Shtienberg, D., Elad, Y., Dinoor, A., 2001. Combining biocontrol agents to reduce the variability of biological control. Phytopathology 91, 621-627.

Jacobsen, B.J., Zidack, N.K., Larson, B.J. 2004. The role of Bacillus-based biological control agents in integrated pest management systems: plant diseases. Phytopathology 94, 1272-1275.

Jetiyanon, K., Kloepper, J.W., 2002. Mixtures of plant growth-promoting rhizobacteria for induction of resistance against multiple plant disease. Biol. Control 24, 285-291.

Miller, J.H., 1972. Experiments in molecular genetics. Cold Spring Harbor Laboratory. Cold Spring Harbor, p 466.

Pérez-García, A., Romero, D., de Vicente, A., 2011. Plant protection and growth stimulation by microorganisms: biotechnological applications of Bacilli in agriculture. Curr. Opin. Biotechnol. 22, 187-193.

Sabaté, D.C., Pérez Brandan, C., Petroselli, G., Erra-Balsells, R., Audisio, M.C., 2017. Decrease in the incidence of charcoal root rot in common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) by *Bacillus amyloliquefaciens* B14, a strain with PGPR properties. Biol Control. 113, 1-8.

Torres, M.J., Pérez Brandan, C., Petroselli, G., Erra-Balsells, R., Audisio, M.C., 2016. Antagonistic effects of *Bacillus subtilis* subsp. *subtilis* and *B. amyloliquefaciens* against *Macrophomina phaseolina:* SEM study of fungal changes and UV-MALDI-TOF MS analysis of their bioactive compounds. Microbiol. Res. 182, 31-39.

Vieira, R.T., Paula Júnior, Teixeira, H., Carneiro, J., 2010. White mold management in common bean by increasing within-row distance between plants. Plant Dis. 94, 361-367.

Vizgarra, O.N., Mamaní Gonzáles, S., 2012. Poroto (*Phaseolus vulgaris* L.): Manejo y recomendaciones. 4º Congreso de Cultivos de Verano. EEAOC.

C2P35. TOMOGRAFÍA DE RESISTIVIDAD ELÉCTRICA: ¿TÉCNICA PARA DETERMINAR LAS MODIFICACIONES EN SUELOS CON HORMIGAS CORTADORAS DE HOJAS?

Sabattini, Julián A.[1]; Diaz, Eduardo L.[2]; Hernandez, Juan P.[3]; Cian, Juan C.[1], Sabattini Iván A.[1]

[1] Cátedra de Ecología de los Sistemas Agropecuarios, [2] Cátedra de Riego y Drenaje, [3] Cátedra de Edafología. Departamento de Ciencias de la Tierra, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos. Ruta 11 km 10,5. Oro Verde, Entre Ríos. Argentina.
juliansabattini@fca.uner.edu.ar, juliansabattini@hotmail.com.

RESUMEN

Las hormigas cortadoras de hojas (HCH) son ampliamente conocidas por su actividad como "ingenieros del ecosistema", ya que afectan directamente las propiedades del suelo al construir y mantener sus nidos. Nuestro objetivo fue determinar las modificaciones físicas de un suelo Vertisol en un gradiente espacial a causa de la construcción de nidos de HCH del Espinal Argentino utilizando una metodología geofísica no invasiva. Si la construcción de los nidos de *A. vollenweideri* provoca una perturbación de la estructura del suelo, esperamos que dicho efecto se vea reflejado en cambios en la resistividad de suelo. El estudio se realizó en un Establecimiento agropecuario ubicado en el departamento La Paz (Entre Ríos, Argentina). Durante Agosto 2017 se seleccionó un nido adulto de *Atta vollenweideri* donde se realizaron mediciones de resistividad electrica sobre cuatro transectas considerando los puntos cardinales más importantes: Norte-Sur, Este-Oeste, Noreste-Suroeste, y Noroeste-Sureste. Se utilizó un equipo de prospección eléctrica por corriente continua con compensación automática de potenciales espontáneos. El espaciado entre electrodos seleccionado fue de 1 m, y en cada transecta se investigó un ancho total de 10 metros hacia ambos lados del centro del nido. Cuantitativamente se realizó un tratamiento estadístico con técnicas no paramétricas, y en forma cualitativa por medio de perfiles transversales a cada profundidad, utilizando una interpolación de isovalores de resistividad. Es posible afirmar que la utilización de herramientas geofísicas no invasivas como la Tomografia de Resistividad Electrica, permiten conocer las modificaciones físicas que provoca la construcción y el mantenimiento de colonias de *Atta vollenweideri* en suelos Vertisoles. Se observó una modificación en la resistividad eléctrica que permite afirmar la presencia de zonas con cámaras de aire dentro de la colonia pertenecientes al jardín de hongos, a las galerías y túneles internos, como a las cámaras de crianza.

Palabras clave: *Atta vollenweideri*, ingenieras del ecosistema, Espinal Argentino.

INTRODUCCIÓN

Las hormigas cortadoras de hojas (HCH) son ampliamente conocidas por su actividad como "ingenieros del ecosistema", ya que afectan directamente las propiedades del suelo al construir y mantener sus nidos (Leal et al. 2014). Las HCH movilizan gran cantidad de suelo al construir cavidades y túneles subterráneos para albergar a la colonia y garantizar las condiciones adecuadas de temperatura y humedad del hongo que cultivan (Bollazzi et al. 2008). Por ejemplo, un nido adulto de *Atta* puede contener entre 300 a 7800 cámaras desde la superficie de suelo hasta los 7 metros de profundidad (Jonkman 1978). Estas construcciones pueden mover entre 30 y 40 toneladas de suelo (Autori 1942, Bucher y Zuccardi 1967; Bucher 1982). Existen abundantes evidencias que la construcción de los nidos modifica las propiedades físicas y químicas del suelo diferenciándolo de suelos adyacentes, afectando la vegetación circundante (Farji-Brener y Werenkraut 2015). Desde el punto de vista físico, aumentan el drenaje y aireación a través de la formación de galerías subterráneas; y desde el punto de vista químico enriquecen nutritivamente el suelo debido al almacenamiento y acumulación de alimentos, basura y cadáveres (Folgarait 1998). *Atta vollenweideri* Forel 1893, es una especie de HCH que presenta la particularidad de construir nidos tipos cónicos, con una parte aérea que puede llegar a un metro de altura y seis metros de diámetro, y una parte subterránea que puede alcanzar cinco metros de profundidad (Bonetto 1959, Jonkman 1976). Debido al enriquecimiento de nutrientes que generan en el suelo, se ha registrado que sobre nidos muertos en la sabana paraguaya colonizaron especies del género *Prosopis* spp. a causa del enriquecimiento de nutrientes en el suelo (Jonkman 1978, Bucher 1982). Sin embargo, en Argentina se encontró que posteriomente a la muerte de las colonias, se produce una pérdida de fertilidad de los suelos debido a la inversión del perfil del suelo causada por la actividad del nido (Bucher y Zuccardi 1967). El centro norte de la provincia de Entre Ríos presenta condiciones agroecológicas muy características, que permiten la presencia de esta especie en montes xerófilos sobre suelos Alfisoles con características vérticas y Vertisoles (Plan Mapa de Suelos 1993), donde se ha informado sobre la modificación de las

propiedades físicas como resultado de la construcción de estos nidos utilizando la técnica de la resistencia mecánica a la penetración en los primeros 80 cm de profundidad (Diaz et al 2016).

Las modificaciones en las alteraciones físicas de la estructura de un suelo pueden ser provocadas por acciones antrópicas (Andrade Marinho et al. 2016, García-Tomillo et al. 2015; 2017) o biológicas (Folgarait 1998, Diaz et al 2016). Diagnosticar esta alteración implica utilizar métodos que permitan determinar la calidad estructural a través de propiedades mesurables. Entre ellas, la resistencia es la propiedad inherente de todos los materiales de resistir el flujo de una corriente eléctrica. A mayores contenidos de humedad la resistividad disminuye, comportamiento similar en suelos arcillosos (Hernandez et al. 2017). El principio general de la exploración geoeléctrica es medir la capacidad de las características subterráneas para limitar la transferencia de cargas eléctricas (Tabbagh et al. 2000). Los materiales del suelo pueden se puede distinguir fácilmente de materiales aislantes como aire, hielo, y plásticos (Basso et al. 2010). Las tomografías de resistencia eléctricas (TRE) se expresan ohmio metro (Ωm) y están reconocidas como un método geofísico no invasivo para el estudio de la variabilidad espacial y temporal del suelo, siendo utilizadas para estudiar el efecto del laboreo en propiedades físicas del suelo (Rossi et al. 2013, Besson et al. 2013), para describir capas de suelo labrado (Besson et al. 2004), estimar el contenido de agua del suelo (Samouëlian et al. 2005, Seladji et al. 2010) y cuantificar la conductividad hidráulica saturada del suelo (Farzamian et al. 2015). Según Friedman (2005), los factores que afectan al valor de resistividad eléctrica (RE) en el suelo pueden ser: la porosidad; el contenido en agua; la estructura, distribución del tamaño, forma y orientación de las partículas; la capacidad de intercambio catiónico y composición de cationes de la solución del suelo; entre otros. El paso de la corriente sucede dentro de los poros rellenos de agua y en la superficie de las partículas de arcilla, la RE dependerá en cierta medida de la densidad aparente del suelo y de forma más general de la estructura del suelo (Basso et al., 2010).

Nuestro objetivo fue determinar las modificaciones físicas de un suelo Vertisol en un gradiente espacial a causa de la construcción de nidos de HCH del Espinal Argentino utilizando una metodología geofísica no invasiva. Si la construcción de los nidos de *A. vollenweideri* provoca una perturbación de la estructura del suelo, esperamos que dicho efecto se vea reflejado en cambios en la resistividad de suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

El estudio se realizó en un Establecimiento agropecuario ubicado en el departamento La Paz (Entre Ríos, Argentina) cercano a la localidad de Hasenkamp (31º23’26,94” LS - 59º42’45,10” LO). Climáticamente, responde a un clima subtropical sin estación seca, que se caracteriza por su escasa oscilación anual de temperatura y abundancia de precipitaciones durante el año. La temperatura media anual de la provincia aumenta latitudinalmente de Sur a Norte de 17 a 20.5ºC, siendo Enero el mes más cálido con temperaturas promedio de 25 a 27°C, y Julio el mes más frío, con una temperatura media de 12 a 14ºC. La precipitación media anual disminuye en forma gradual de NE a SO y oscila entre 1.000 a 1.300 mm, concentradas entre Octubre y Marzo. Además, la extensa longitud de ríos y arroyos que atraviesan la provincia, aportan gran cantidad de humedad en el aire y suelo (Rojas y Saluso 1987). Desde Enero a Agosto 2017 las precipitaciones en el área de estudio fueron de 969 mm. Topográficamente el nido se encuentra en una zona plana con suaves ondulaciones, y los suelos presentan drenaje lento que provoca la retención de agua superficial luego de precipitaciones. El suelo es un *Argiudol vértico* correspondiente a la Serie Arroyo Carrasco. Presenta un epipedón de 20 cm y de textura franco-arcillo-limosa, seguido de horizonte impermeable e impenetrable por las raíces de textura arcillo-limosa por su elevado contenido de arcilla (41%). No tienen peligro de erosión, pero el exceso de agua superficial periódica y las características físico-químicas adversas, reducen considerablemente su aptitud y capacidad productiv. Según Cabrera (1976) el área de estudio corresponde a la Provincia Fitogeográfica del Espinal, caracterizada por bosques xerófilos dominados por *Prosopis nigra, Prosopis affinis* y *Vachelia caven*. Estos ecosistemas son heterogéneos en su fisonomía y estructura del estrato arbóreo y arbustivo, propio de la diversidad en los suelos y la red hidrográfica particular del territorio. En términos dinámicos, los bosques nativos se encuentran entre la etapa inicial a intermedia de la sucesión vegetal clímax (Sabattini et al. 2015).

Determinación de la RE

Durante Agosto 2017 se seleccionó un nido adulto de *Atta vollenweideri* cuyas dimensiones eran 7,5 metros de diámetro y 40 cm de altura. Se realizaron mediciones de RE sobre cuatro transectas considerando los puntos cardinales más importantes: Norte-Sur, Este-Oeste, Noreste-Suroeste, y Noroeste-Sureste.

Para la medición de la resistividad eléctrica habitualmente se utilizan los métodos de prospección geofísica eléctrica simétricos, entre ellos el de Schlumberger (Orellana, 1982), que analizan la variación unidimensional de las propiedades eléctricas en profundidad. Los mismos pueden ser interpretados mediante técnicas computacionales a partir de un modelo eléctrico conceptual utilizando algoritmos de ajuste automáticos entre los valores observados y los correspondientes a modelos teóricos generados, adoptando un valor de corte o error admisible (Díaz Ucha, 1988). Se utilizó la técnica de TRE empleando la configuración dipolo-dipolo Axil, la misma resulta apta para la determinación de la resistividad del subsuelo y consecuentemente las variaciones bidimensionales de las propiedades eléctricas. La tomografía eléctrica es muy sensible a cambios de resistividad horizontal, a costa de disminuir los cambios verticales de dicho parámetro. En la **Figura 1** se presenta un esquema de medición de las resistividades aparentes, donde C1 y C2 simbolizan los electrodos de corriente y P1 y P2 los electrodos donde se registra el potencial inducido por el campo eléctrico generado en los electrodos de corriente. Se utilizó un equipo de prospección eléctrica por corriente continua con compensación automática de potenciales espontáneos ABEM TERRAMETER SAS SYSTEM, equipado con un Booster SAS 300. El mismo utiliza tecnología digital y procesamiento SAS (Signal Averaging System, sistema de medias aritméticas móviles de la señal), que toma lecturas consecutivas en forma automática y los resultados se promedian en forma continua.

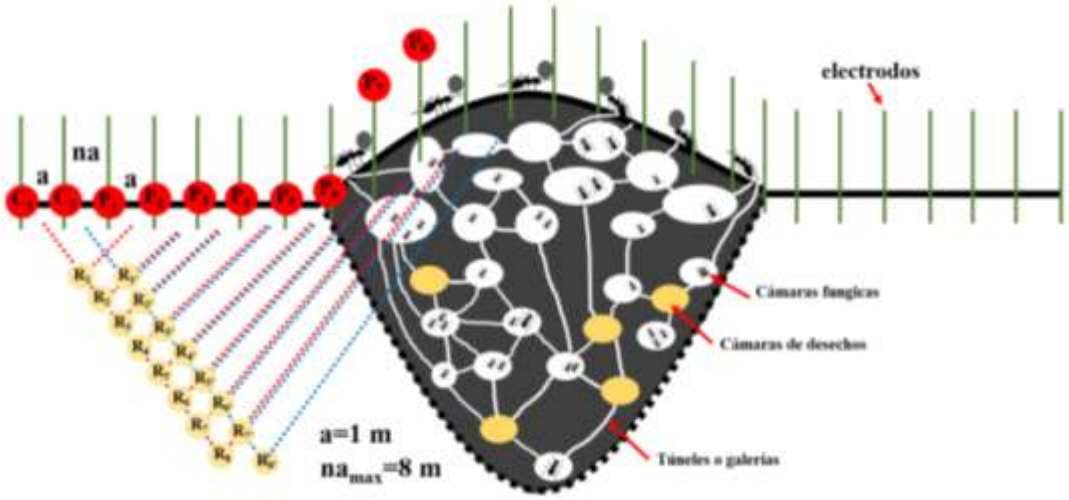


Figura 1. Esquema del dispositivo dipolo-dipolo utilizado sobre un modelo conceptual de un nido típico de *Atta vollenweideri*.

El equipo contiene tres unidades: transmisor, receptor, y el microprocesador. El Booster SAS 300 envía una corriente definida (intensidad constante) y regulada. La señal transmitida se mide mediante el receptor en intervalos de tiempos discretos, cuando la corriente, la polarización inducida y los transitorios han decaído a los niveles inferiores. La amplitud de corriente es seleccionable y ajustable a las condiciones de investigación entre 0.2 hasta 500 mA. Atendiendo a las condiciones de medición se desplazaron dos electrodos de corriente y dos de potencial a lo largo de una línea de registro la que consistió en cuatro cables unipolares de 2 mm^2 de sección, conectados a cuatro electrodos, que se desplazaban copiando el esquema de medición, de 35 cm de longitud y 8 mm de diámetro.

El espaciado entre electrodos seleccionado fue de 1 m y los electrodos de inyección de corriente y las posiciones de los puntos de medición de potencial fueron un total de 22, lo que permitió investigar el ancho total del perfil de 10 metros para ambos lados del centro del nido. Su profundidad media de investigación depende del factor "n" así como de "a" (Figura 4). Las precipitaciones durante el mes de Agosto 2017 fueron de 146 mm, lo cual al momento de la medición se puede asumir que las condiciones de humedad del perfil eran buenas a excesivas. Se registraron para cada dipolo de corriente ocho mediciones de potencial, de manera de garantizar una pseudo profundidad de investigación de 4 metros. Totalizaron 148 mediciones de resistividad aparente cada 0,5 metros de profundidad. La máxima pseudo-profundidad investigada fue 4 metros. El rango de valores medidos osciló entre 0,14 y 132,1 Ω.m.

Cuantitativamente se realizó un tratamiento estadístico para establecer diferencias significativas entre el área ocupada por el nido y el sector testigo adyacente a cada profundidad evaluada, para ello se utilizaron pruebas de normalidad Shapiro-Wilks de la variable (W=0,83; p=<0,0001) y técnicas no paramétricas. Además se realizó un análisis cualitativo por medio de perfiles transversales para cada transecta y longitudinales a cada profundidad, utilizando una

interpolación de isovalores de RE, a través del método de ponderación de distancia inversa (Zimmerman et al. 1999) el cual se basa en asignar pesos a los datos del entorno en función a la inversa de la distancia que los separa.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En términos generales no se observaron diferencias significativas (Kruskal-Wallis, H=0,28, p=0,5978) entre el sector testigo (15,46 Ω.m) y con nidos (16,95 Ω.m) teniendo en cuenta todo el perfil evaluado, y considerando la influencia del tamaño del nido. En superficie se registraron la mayor resistividad en ambas situaciones, explicables posiblemente por la presencia de calcáreos en los mismos. A partir de esta profundidad la resistividad comienza a descender, con un marcado paralelismo a partir de 1,5 metros hasta el extremo final del perfil evaluado, respondiendo a mayores contenidos de humedad, suelos más arcillosos y contenido de sales del agua higroscópica retenida por las arcillas (Hernández et al. 2017).

Considerando el análisis en profundidad (**Tabla 1**), se pueden observar diferencias significativas en los primeros 50 cm de profundidad en la RE, siendo mayor donde sobre el área del nido. Sin embargo en profundidad no se obtuvieron diferencias significativas. Estos resultados pueden estar explicados porque en superficie aumenta el número y volumen de las cámaras fúngicas y de desechos (Jonkman 1978), siendo mayor el contenido de aire afectando inversamente al paso de la corriente eléctrica. Hasta 1,5 m de profundidad se observa un leve aumento en la RE sobre el área del nido que pueda deberse al número de canales internos y galerías que las hormigas realizan para llegar alimentar a las crías y a las reinas. Estas conclusiones debieran ser corroboradas en futuras investigaciones realizando un barrido espacial con mayor resolución, debido a que el tamaño de las cámaras fúngicas disminuye en profundidad. Estos resultados demuestran que la actividad de las HCH provocan modificaciones sobre las propiedades físicas, tal como se ha reportado a través del aumento en la resistencia mecánica a la penetración en los primeros 20 cm de profundidad sobre la cresta de los nidos, a causa de concreciones calcáreas que la hormiga traslada a la superficie durante la construcción y el mantenimiento del nido (Diaz et al. 2016). Esto provocaría una disminución en la tasa de infiltración de agua sobre el nido, reduciendo el riesgo de inundación de la colonia, y afectando a la porosidad, el drenaje, la aireación y la densidad aparente del suelo. Esto se ve reflejado en los perfiles de las progresivas confeccionadas, observando uniformidad de las mediciones con descenso gradual de las resistividades aparentes en profundidad, comportamiento característico en suelos con arcillas de la Formación Hernandarias (Tujchneider y Fili, 1988).

Tabla 1. Diferencias en la Resistencia Electrica (Ω.m) en profundidad entre área que ocupa el nido y el sector testigo. Medias * son significativamente diferentes (Kruskal-Wallis, p > 0,05)

	RE (Ω.m)			
Profundidad (m)	**Nido**	**Testigo**	***H***	***p***
0,5	38,57 ± 12,23	34,53 ± 7,67	6,26 *	0,0124
1,0	16,27 ± 5,58	15,42 ± 3,58	0,42 *ns*	0,5181
1,5	11,46 ± 6,48	10,34 ± 5,34	0,49 *ns*	0,4856
2,0	7,25 ± 5,62	8,54 ± 8,13	0,11 *ns*	0,7426
2,5	10,33 ± 7,48	11,00 ± 9,36	0,02 *ns*	0,8860
3,0	9,04 ± 5,86	12,61 ± 14,13	0,78 *ns*	0,3780
3,5	9,63 ± 6,42	13,78 ± 10,15	1,23 *ns*	0,2676
4,0	20,39 ± 36,20	17,44 ± 17,08	1,15 *ns*	0,2838

En términos cualitativos, se puede observar que los cambios espaciales de RE sobre el área superficial que ocupa nido, dependen del sentido cardinal de las transectas. En este sentido, por ejemplo, se registró un aumento considerable de la RE en cercanías del centro del nido sobre la transecta con sentido Oeste-Este, pudiendo responder a la presencia de una

cámara de hongos o bien a la galería intricada de caminos internos característicos de las colonias de *Atta vollenweideri* (Jonkman 1976). Por otro lado, la variabilidad observada de la RE a partir del metro de profundidad en todas transectas se puede deber a una mayor humedad en las inmediaciones de las cámaras de cría y de los jardines de hongos, sumado al aumento en el contenido de Ca++, que provoca un aumento considerable en el paso de la corriente eléctrica.

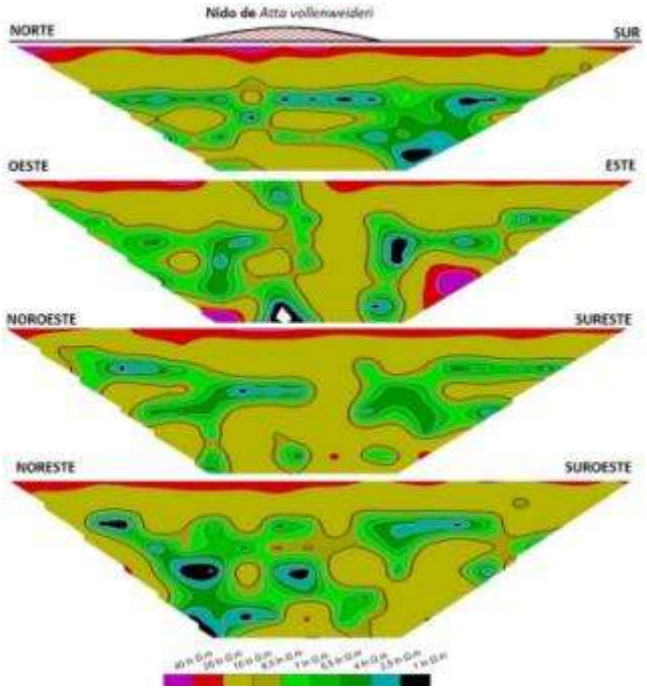


Figura 2. Representación vertical de la Resistividad Eléctrica de cada transecta (ln Ω.m) evaluada (N-S, O-E, NO-SE, NE-SO).

CONCLUSIONES

Es posible afirmar que la utilización de herramientas geofísicas no invasivas como la Tomografìa de Resistividad Electrica, permiten conocer las modificaciones físicas que provoca la construcción y el mantenimiento de colonias de *Atta vollenweideri* en suelos Vertisoles. Se observó una modificación en la resistividad eléctrica que puede comprobar la presencia de zonas con cámaras de aire dentro de la colonia pertenecientes al jardín de hongos, a las galerías y túneles internos, como a las cámaras de crianza. Obtener un mapa de RE con mayor detalle espacial y profundidad permitiría conocer otros aspectos morfológicos de los nidos de HCH, como por ejemplo: profundidad efectiva de anidación, volumen de cámaras internas, estimación de la edad de las colonias, entre otros aspectos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se realizó en marco de las actividades del PID-UNER 2173 “Evaluación de la actividad forrajera de hormigas cortadoras en un bosque nativo del centro norte de Entre Ríos” y PID-UNER-NOVEL 2197 “*Caracterización de los suelos modificados por hormigas cortadoras de hojas en Entre Ríos*”. Se agradece el apoyo en las tareas de campo y recopilación de información a: Susana Bongiovanni, Ramiro Giardini y Nicolas Pereyra.

BIBLIOGRAFÍA

- Andrade Marinho, M; A Paz Gonzalez; Garcia Tomillo A; Valcárcel Armesto M; Raposo González JR; & J Dafonte. 2016. Uso de la tomografía eléctrica resistiva para caracterizar el perfil cultural del suelo.
- Autori, M. 1942. Contribucao para o conocimento da sauva (*Atta* spp) 3. Excavacao de un sauverio. (*Atta sexdens*). Archivos do Instituo Biologico do Sao Pablo 13:137-148.
- Basso, B; M Amato; G Bitella; R Rossi; A Kravchenko; L Sartori; LM Carvahlo; & J Gomes. 2010. Two-Dimensional Spatial and Temporal Variation of Soil Physical Properties in Tillage Systems Using Electrical Resistivity Tomography. Agron. J., 102(2):440-449.
- Besson, A; I Cousin; A Samouëlian; H Boizard; & G Richard. 2004. Structural heterogeneity of the soil tilled layer as characterized by 2D electrical resistivity surveying. Soil Till Res. 79:239–249.

- Besson, A; M. Séger; G Giot; I Cousin. 2013. Identifying the characteristic scales of soil structural recovery after compaction from three in-field methods of monitoring. Geoderma, 204–205:130-139.
- Bollazzi, M.; Kronenbitter, J; & F Roces. 2008. Soil temperature, digging behaviour, and the adaptive value of nest depth in South American species of Acromyrmex leaf-cutting ants. Oecologia 158:165–175.
- Bonetto, A. 1959. Las hormigas cortadoras de la provincia de Santa Fe (géneros Atta y Acromyrmex). Dirección General de Recursos Naturales. Ministerio de Agricultura y Ganadería. Provincia de Santa Fe, Argentina.
- Bucher, EH 1982. Chaco and Caatinga-South American Arid Savannas, Woodlands and and Thickets. En: BJ Huntley, & BH Walker (Eds.). Ecology of Tropical Savannas. Springer Berlin Heidelberg. 48-79.
- Bucher, EH; & RB Zuccardi. 1967. Significación de los hormigueros de *Atta vollenweideri* Forel como alteradores del suelo en la provincia de Tucumán. Acta Zoológica Lilloana 23:83-96.
- Cabrera, AL. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. 2da Edición. Tomo II, Fascículo 1. Editorial Acme. Buenos Aires.
- Diaz, EL; JA Sabattini; JP Hernandez; IA Sabattini; JC Cian; & RA Sabattini. 2016. Efecto de los nidos de la hormiga cortadora de hojas *Atta vollenweideri* sobre las propiedades físicas del suelo en un bosque nativo. Ecología Austral. 26:229-235.
- Farji-Brener, AG; & V Werenkraut. 2015. A meta-analysis of leaf-cutting ant nest effects on soil fertility and plant performance. Ecological Entomology 40:150-158.
- Farzamian, M; FA Monteiro Santos; & MA Khalil. 2015. Application of EM38 and ERT methods in estimation of saturated hydraulic conductivity in unsaturated soil. J. Appl Geophys. 112:175-189.
- Folgarait, PJ 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. Biodiversity and Conservation **7**:1221-1244.
- Friedman, SP. 2005. Soil properties influencing apparent electrical conductivity: A review. Comput. Electron. Agr. 46:45-70.
- García-Tomillo, A; T Figueiredo; J Dafonte Dafonte; A Almeida; & A Paz-González. 2015. Estudio con tomografía de resistividad eléctrica del efecto del tráfico de maquinaria en un suelo agrícola. Estudios en la Zona No Saturada Vol XVII 1-5.
- García- Tomillo, A; T Figueiredo; A Almeida; J Rodrigues; J Dafonte Dafonte; A Paz- González; J Nunes,: & Z Hernandez. 2017. Comparing effects of tillage treatments performed with animal traction on soil physical properties and soil electrical resistivity: preliminary experimental results. Open Agriculture. 2:317–328.
- Hernandez, JP; A Paz-Gonzalez; & EL Diaz. 2017. Evaluación de la distribución de humedad en la zona no saturada mediante calicata electrica, Oro Verde, Entre Rios, Argentina. Estudios en la Zona No Saturada. 8:115-124.
- Jonkman, JCM. 1978. Nests of the leaf-cutting ant *Atta vollenweideri* as accelerators of succession in pastures. Zeitschrift für Angewandte Entomologie 86:25-34.
- Jonkman, JCM. 1976. Biology and ecology of the leaf cutting ant *Atta vollenweideri* Forel, 1893. Zeitschirft fur Angewandte Entomologie. 81:140–148.
- Leal, I.R., Wirth, R., and M. Tabarelli. 2014. The multiple impacts of leaf-cutting ants and their novel ecological role in humand-modified neotropical forests. Biotropica 46:516-528.
- Plan Mapa de Suelos Provincia de Entre Ríos. 1993. Carta de Suelos de la República Argentina. Departamento Federal, Provincia de Entre Ríos. Serie Relevamiento de recursos naturales Nº3. Convenio INTA Gobierno de Entre Ríos. 99 pp.
- Rojas, A; & JH Saluso. 1987. Informe Climático de la Provincia de Entre Ríos. Publicación Técnica Nº 14. INTA EEA Paraná, Entre Ríos, Argentina.
- Rossi, R; M Amato; G Bitella; & R. Bochicchio. 2013. Electrical resistivity tomography to delineate greenhouse soil variability. Int. Agrophys. 13(27):211-218
- Sabattini, JA ; RA Sabattini; & SG Ledesma. 2015. Caracterización del bosque nativo del centro norte de Entre Ríos (Argentina). Agrociencia. 19:8-16.
- Samouëlian, A; I Cousin; A Tabbagh; A Bruand, & G Richard. 2005. Electrical resistivity survey in soil science: a review. Soil Till Res. 83:173-193.
- Seladji, S; P Cosenza; A Tabbagh; J Ranger; & G Richard. 2010. The effect of compaction on soil electrical resistivity: a laboratory investigation, Eur. J. Soil Sci., 61(6):1365-2389.
- Tabbagh, A; M Dabas, A Hesse, & C Panissod. 2000. Soil resistivity: A non-invasive tool to map soil structure horizonation. Geoderma 97:393–404

- Tujchneider, OC; & M Fili. 1988. Geohidrología de la Cuenca del Arroyo Feliciano. Provincia de Entre Ríos - Argentina. Revista de la Asociación Geológica Argentina. Buenos Aires. Tomo XLIII. 2, 163-174.
- Zimmerman, DC; C Pavlik; A Ruggles; & MP Armstrong. 1999. An experimental comparison of ordinary and universal kriging and inverse distance weighting. Mathematical Geology 31:375-390.

C2P36. FUNCIONES DE LA COMUNIDAD MICROBIANA COMO EJES DEL ÍNDICE DE CALIDAD DEL SUELO

Serri, Dannae.L.[1*]; Oberto, Rodrigo.[1]; Chavarría, Diego.[1,2]; Boccolini, Mónica.[3]; Galarza, Carlos.[3]; Chiófalo, Sergio.[4]; Manrique, Marcela.[4]; Sueldo, Romina.[4]; Fernández Belmonte, María.C.[4]; Miranda, Julio.[5]; Alvarez, Carolina.[5]; Vettorello, Cecilia.[6]; Bustos, Natalia.[6]; Apezteguía, Hernán.[6]; Mattalia, Laura.[7]; Cholaky, Carmen.[7]; Mortola, Natalia.[8]; Romaniuk, Romina[8]. y Vargas Gil, Silvina[1,2].

[1]Instituto de Patología Vegetal, CIAP-INTA. [2]CONICET; [3]EEA INTA Marcos Juárez; [4]Facultad de Ingeniería y Ciencias Agropecuarias (FICA)-UNSL; [5]EEA INTA Manfredi; [6]Facultad de Ciencias Agropecuarias (FCA)-UNC; [7]Facultad de Agronomía y Veterinaria (FAyV)-UNRC. [8]Instituto de Suelos INTA Castelar. *serri.dannae@inta.gob.ar - Av. 11 de Septiembre 4755. Córdoba. Argentina.

RESUMEN

En la región Pampeana Argentina, la simplificación de los agroecosistemas ha ocasionado la disminución de los servicios ecosistémicos, resultando en la pérdida de recursos, como la calidad del suelo. Además, ésta región presenta marcadas diferencias en las condiciones edafoclimáticas de los ambientes que la conforman. Ante esta situación, la sustentabilidad de los sistemas productivos se convierte en la principal preocupación de análisis ya que poco se conoce sobre el nivel de deterioro del suelo como consecuencia de los cambios en el uso y manejo de la tierra. Nuestro objetivo fue caracterizar situaciones naturales y agrícolas en diferentes ambientes (subhúmedos y semiáridos) de la región Pampeana, mediante indicadores biológicos y el contenido de carbono orgánico edáfico, para conocer el nivel de deterioro del suelo como respuesta a la agriculturización. Durante 2013, 2014 y 2015, se evaluaron sitos correspondientes a las localidades de Río Cuarto, Rafael García, Manfredi y Marcos Juárez de la provincia de Córdoba, y un sitio en Villa Mercedes provincia de San Luis. En cada localidad, para el muestreo de suelo, se consideró como marco de referencia la situación natural, y se compararon diferentes secuencias de cultivos correspondientes a ensayos de larga duración, siendo soja-maíz, soja-cultivos de cobertura-maíz y soja-pastura-maíz, las combinaciones de cultivos más frecuentemente utilizadas en cada ambiente. Los parámetros evaluados fueron carbono de biomasa microbiana (CBM), respiración microbiana (RM), actividades enzimáticas de hidrólisis del diacetato de fluoresceína (FDA), fosfatasa ácida (FA) y deshidrogenasa (DHG) y carbono orgánico total (COT) del suelo. A partir de los parámetros, se construyó un índice de calidad de suelos (InCS) mediante la selección de un conjunto mínimo de indicadores. Los resultados obtenidos expresaron que los indicadores más significativos fueron CBM y COT, seguidos de RM y las enzimas FA y FDA. En general esos indicadores permitieron diferenciar los suelos prístinos respecto de los de uso antrópico, y los ambientes de la región. A su vez, las diferencias entre los InCS fueron significativas y superiores para las situaciones naturales, sin observarse diferencias entre las secuencias de cultivos. Así, por ejemplo, la situación prístina de Marcos Juárez presentó un InCS de 2, mientras que la secuencia agrícola con y sin cultivo de cobertura alcanzó 1,3 en el InCS, siendo RM, CBM y COT los indicadores seleccionados. Por otra parte, el InCS para Río Cuarto estuvo representado por FDA y FA, siendo 1,3 el valor del suelo prístino, mientras que para la secuencia agrícola y agrícola ganadera fue de 0,74 y 0,68, respectivamente. En conclusión, el cambio en el uso del suelo para cada uno de los sitios evaluados reveló a través de los indicadores biológicos y el carbono orgánico, una disminución de las funciones de las comunidades microbianas indicando una degradación y pérdida de calidad del suelo por la agriculturización.

Palabras claves: Suelo, agriculturización, sustentabilidad

C2P37. DIVERSIDAD MICROBIANA DEL SUELO: PERFIL FOSFOLIPÍDICO DE LAS COMUNIDADES EN RESPUESTA A LA INTENSIFICACIÓN AGRÍCOLA SUSTENTABLE

Serri, Dannae.L.; Chavarría, Diego.; Salvagiotti, Fernando.; Bacigaluppo, Silvina.; Meriles, José. y Vargas Gil, Silvina.

[1]Instituto de Patología Vegetal, CIAP - INTA. [2]CONICET. [3]INTA EEA Oliveros. [4]Instituto de Ciencia y Tecnología de los Alimentos (ICTA) - FCEFyN - UNC.Av. * - Av. 11 de Septiembre 4755. Córdoba. Argentina.
serri.dannae@inta.gob.ar

RESUMEN

En los ecosistemas agrícolas, la sustitución de la vegetación natural por la introducción de especies de cultivos de alta productividad, es responsable de cambios significativos en la estructura de la comunidad microbiana del suelo. La hipótesis del trabajo es que la reducción en la diversidad de plantas acompañaría concomitantemente una reducción en la diversidad microbiana del suelo, afectando importantes funciones ecológicas. Para contrarrestar estos efectos, la intensificación sustentable de los sistemas agrícolas a través de la combinación de diferentes especies vegetales y/o la utilización de cultivos de servicio invernales, pueden ser herramientas que contribuyan a la diversificación del sistema. El objetivo de este trabajo fue evaluar la diversidad microbiana del suelo en respuesta a la intensificación sustentable de los sistemas agrícolas. En las campañas 2015 y 2016 se tomaron muestras de suelo de un ensayo de larga duración, perteneciente a EEA INTA Oliveros implantado en el año 2006. Los tratamientos fueron distintas secuencias agrícolas que resultan de la combinación de los cultivos soja (S), maíz (M) y trigo (T), incluyendo la alternativa de T como cultivo de cobertura invernal (CC). De esta manera, los tratamientos tendientes a la intensificación sustentable del sistema agrícola fueron: S-S; CC-S; M-S-T/S; M-CC-S-T/S; M-T/S y M-T/S-CC. La estructura de las comunidades microbianas de suelo se estudió mediante los perfiles de fosfolípidos de ácidos grasos (PLFAs). Se determinaron bacterias Gram positivas (GP), bacterias Gram negativas (GN), bacterias totales y hongos totales, hongos micorrícicos arbusculares, Actinomicetes y PLFAs totales (TPLFAs). Se observó un porcentaje significativamente mayor de bacterias GN en los tratamientos M-T/S-CC, M-S-T/S y M-CC-S-T/S, donde M-T/S-CC registró un 26% más de bacterias GN respecto del monocultivo de soja (S-S). Los restantes grupos microbianos no registraron diferencias estadísticamente significativas para las secuencias en estudio. Si bien TPLFAs no presentó diferencias significativas para los tratamientos evaluados, hubo un menor porcentaje en S-S. Los distintos grupos microbianos se analizaron mediante un análisis de componentes principales, que no logró diferenciar las secuencias agrícolas, donde los primeros dos componentes principales, CP1 y CP2, explicaron el 61,7% y 15,3% de la variabilidad de los datos, respectivamente. Sin embargo, según CP1 se observó la mayor confluencia de los grupos microbianos hacia la diferenciación de la secuencia M-T/S-CC. Para una mejor visualización de los resultados se realizó un análisis de conglomerados. El dendrograma, con una correlación de 0,77, reveló al 65% de la distancia las primeras asociaciones entre las secuencias que contienen al cultivo de maíz, y a posterior la secuencia que tienen como cultivo principal soja (CC-S), dejando finalmente al monocultivo (S-S) en el último nivel de asociación.

Palabras claves: PLFA, secuencias de cultivos, sustentabilidad

C2P38. RESPUESTAS BIOQUIMICAS DE LOS MICROORGANISMOS DEL SUELO A LA IMPLEMENTACION DE SISTEMAS SILVOPASTORILES

Silberman, Juan Eduardo[1]; Albanesi, Ada S[1].; Medina, Jorge[1] y Grasso, Daniel[2]

[1]Facultad de Agronomía y Agroindustrias, Universidad Nacional de Santiago del Estero. Avenida Belgrano (S) 1912. Santiago del Estero. Argentina. albanesi@unse.edu.ar, juan.silberman@gmail.com

[2]Instituto de Suelos. Centro Nacional de Investigaciones Agropecuarias. INTA Castelar. Nicolás Repetto y De los Reseros s/n. Hurlingham, Buenos Aires. Argentina.

RESUMEN

Los sistemas silvopastoriles habilitados mediante rolado de baja intensidad son promovidos como una alternativa para mejorar la sostenibilidad de las prácticas agropecuarias por los beneficios múltiples que tendría la inclusión de árboles en los agroecosistemas. A su vez constituye una alternativa que permite integrar la producción con la conservación e incluir a los pobladores que habitan zonas con bosque nativo en concordancia con la Ley Nº 26.331/07. Sin embargo la información existente respecto del impacto de estos sistemas en la bioquímica del suelo es escaza y limitada a determinadas regiones del mundo lo que dificulta su generalización. Se conoce que los sistemas silvopastoriles tienen un gran potencial para mejorar la bioquímica del suelo. Sin embargo los factores que inciden en la diversidad funcional del suelo a nivel local permanecen poco esclarecidos. Por ello resulta imprescindible el abordaje del estudio con el propósito de poder suministrar información para la toma de decisiones que permitan hacer un uso racional del recurso suelo en la región. El objetivo fue comprender las respuestas bioquímicas de las comunidades microbianas del suelo generadas por la transformación de bosques secundarios en sistemas silvopastoriles. En la EEA INTA Santiago del Estero (clima semiárido y suelo Haplustol éntico) se llevó a cabo un experimento factorial con tres factores (uso del suelo, especie arbórea y tiempo de incubación), cada uno con tres niveles, con un diseño completamente aleatorizado con tres repeticiones. Las variables respuesta fueron: el potencial catabólico (*AWCD*), número de fuentes de carbono metabolizadas (riqueza), la diversidad catabólica (H´) de las comunidades microbianas mediante la utilización del método BIOLOG MicroEcoplate®. El potencial catabólico (AWCD) y la diversidad catabólica (H´) son mayores en los sistemas silvopastoriles de cinco años respecto del bosque. La especie mistol se destaca por su mayor aporte de mantillo comparado con los quebrachos y por su alto potencial catabólico y diversidad catabólica. A su vez la preferencia metabólica depende del uso del suelo y de la cobertura del suelo. Por todo ello se deduce que el uso silvopastoril y las diferentes especies arbóreas dominantes en los bosques del Chaco controlan la capacidad de las comunidades microbianas del suelo para metabolizar diferentes sustratos. El uso silvopastoril, a través de la implementación de rolado selectivo de baja intensidad (RBI) y siembra de *Panicum maximum*, tiene muchos aspectos positivos relacionados con la productividad de forraje herbáceo, la conservación de la materia orgánica del suelo, la diversidad de árboles, el bienestar animal y beneficios para la sociedad ya que constituye una alternativa que permite incluir a los pobladores que habitan zonas con bosque nativo en concordancia con la ley nacional Nº 26.331/07. Este trabajo contribuye con un beneficio adicional, ya que este manejo influye de manera directa en la funcionalidad de las comunidades microbianas, estimulando la actividad catabólica e incremetando diversidad funcional de los microorganismos del suelo, por lo que sugiere que estos sistemas serían sustentables, desde el punto de vista ecológico, económico y social.

Palabras claves: BIOLOG, *Panicum maximum*, *Ziziphus mistol*

C2P39. AVANCES EN EL USO DE BIOFERTILIZANTES EN SORGO AZUCARADO SOBRE SUELOS SALINO-SÓDICOS DE TUCUMÁN

Tonatto J.; Tortora M. L.; Casen S.y Romero E. R.

Estacion Experimental Agroindustrial Obispo Colombres. Avenida William Cross. Las Talitas, Tafí Viejo, Tucumán. Argentina. jtonatto@eeaoc.org.ar

RESUMEN

Los cultivos energéticos han despertando un gran interés para contribuir a la diversificacion de la matríz energética de los paises, reduciendo las emisiones de gases de efecto invernadero y el uso de los derivados del petróleo. Para asegurar la sustentabilidad de los programas bioenergéticos, es necesario disminuir el uso de insumos de alta demanda de energía fósil. Una alternativa viable, ambiental y económica para el manejo de los cultivos energéticos, es la utilización de biofertilizantes. Se realizó un ensayo exploratorio en condiciones de campo en la localidad de Monte Toro (Depto. Graneros, Tucumán), en un suelo de características salino-sódico. Se inocularon semillas con 3 biofertilizantes a base de bacterias PGPB y uno a base de micorrizas vesículo-arbusculares. Se destaca la capacidad de los biofertilizantes evaluados de generar un efecto favorable sobre el crecimiento y el rendimiento cultural del sorgo azucarado sin afectar los parámetros de calidad fabril. Se podría considerar el uso de estos bioproductos dentro del esquema de manejo agronómico del cultivo, realizando ensayos adicionales para analizar con mayor detalle el efecto de estos biofertilizantes sobre el crecimiento y desarrollo del sorgo azucarado bajo diferentes condiciones ambientales y tipos de suelo de la provincia.

Palabras clave: inoculantes, bioenergía, sostenibilidad

INTRODUCCIÓN

Los cultivos energéticos, cuyo objetivo es la producción de biomasa con alto potencial bioenergético, han despertando un gran interés como opción para contribuir a la diversificacion de la matríz energética de los paises. Una de las razones principales, es que la sustitución de combustibles fósiles por fuentes renovables ayudará a reducir las emisiones de gases de efecto invernadero a la atmósfera y el uso de los derivados del petróleo.

El sorgo azucarado (Sorghum bicolor (L.) Moench), es un cultivo multifuncional de alto potencial, por su elevada productividad (entre 20 a 50 t de materia seca/ha) en ciclos cortos de producción (3-4 meses) y la amplia gama de productos alimenticios e industriales que provee (Mazziotto, 2005; Almodares & Hadi, 2009; Romero *et al*, 2010). Se caracteriza por poseer un tallo con jugos ricos en azúcares, similar a la caña de azúcar, que puede utilizarse para la producción de biocombustibles (bioetanol) y electricidad.

Al igual que otras gramíneas, el sorgo es un cultivo que se caracteriza por ser exigente en nitrógeno y requerir cantidades suficientes de fósforo y potasio para desarrollar un buen sistema radicular. Por ésta razón, la fertilización del cultivo es una práctica agronómica necesaria que, en general, se efectúa mediante el agregado de fertilizantes sintéticos. La intensificación de la agricultura se ha convertido en un factor determinante en las consideraciones para el desarrollo de tecnologías para la producción en la industria de los fertilizantes, presentando nuevos desafíos para la protección del medio ambiente (Skowroñska & Filipek, 2014). Además, para asegurar la sustentabilidad de los programas bioenergéticos, es necesario disminuir y/o reemplazar el uso de insumos que demandan altos niveles de energía fósil, entre los que se destacan de manera significativa los fertilizantes nitrogenados sintéticos (Fengxiang *et al.*, 2011). Según informes de la IPCC, este insumo es responsable de alrededor del 0,8% del total de las emisiones globales de gases de efecto invernadero (CO2-eq por año) y 1,3% de las emisiones globales de N2O (Bellarby *et al.*, 2008; Brentrup &Pallièr, 2008).

Una alternativa viable, ambiental y económica para el manejo integral de los cultivos energéticos, es la utilización de biofertilizantes constituídos por microorganismos (hongos y/o bacterias) promotores del crecimiento. Las bacterias promotoras del crecimiento vegetal, también conocidas como PGPB, son capaces de estimular el desarrollo de las plantas a través de diferentes mecanismos tales como la fijación biológica de nitrógeno, producción de fitohormonas, etc. Las micorrizas vesículo-arbusculares (MAV) son hongos ampliamente distribuidos en el suelo, capaces de establecer asociaciones mutualistas con los vegetales. Se reconoce su capacidad para mejorar la estructura del suelo gracias al crecimiento del micelio y la secreción de glomalinas (Faggioli *et al.*, 2008). Asimismo, actúan como una prolongación del

sistema radicular (Peterson *et al*, 2004), facilitando la adquisición de agua y nutrientes de baja movilidad. Por su menor diámetro, las micorrizas tienen mayor superficie de absorción que las raíces del vegetal.

Teniendo en cuenta la importancia económica y ambiental de los biofertilizantes como alternativa para reducir el uso de fertilizantes químicos en el manejo integral de cultivos energéticos, el objetivo de este trabajo es realizar una evaluación preliminar del uso de bacterias y micorrizas benéficas capaces de asociarse con el cultivo de sorgo azucarado (Sorghum bicolor (L.) Moench) en condiciones de campo, a fin de mejorar el crecimiento y la productividad bioenergética del cultivo de sorgo azucarado.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó un ensayo exploratorio en condiciones de campo, en el cual se inocularon semillas de sorgo azucarado del híbrido comercial Argensil 165 Bio (Argenetics S.A.) con diferentes fuentes de biofertilización. Se evaluó el efecto de 3 biofertilizantes a base de bacterias PGPB: i) cepa comercial A. brasilense Az39 (Azur Soil S.A.), ii) cepa A. brasilense ChiE1, autóctona aislada del interior de raíces de caña de azúcar, iii) cepa A. brasilense CABR1, autóctona aislada de la superficie de raíces de sorgo azucarado y de un biofertilizante comercial a base de micorrizas vesículo-arbusculares (MAV) (Crinigan Biofertilizantes) sobre los componentes de rendimiento cultural y parámetros de calidad fabril. El ensayo se llevó a cabo en la localidad de Monte Toro (Depto. Graneros, Tucumán), ubicado dentro de la subregión de Llanura Deprimida Salina seca sub-húmeda. Esta presenta suelos de características salino-sódico con presencia de carbonatos (Alfisol, Natrustalf típico) (Moyano *et al*., 2014). A continuación se presenta el análisis de suelo correspondiente a la localización del sitio experimental (Tabla 1).

Tabla 1: Propiedades físico-químicas al momento de la siembra en diferentes profundidades de suelo, localidad Monte Toro (Depto. Graneros, Tucumán).

Muestra	pH	CE (dS/m)	Carbonatos (%)	Textura estimada	M.O. (%)	P disponible (BK I)
0-20 cm	7,7	5,2	0,3	Franco	2,6	32,5
20-50 cm	8,3	5,7	0,7	Franco Arenoso	-	-
50-100 cm	9,2	4,8	1,2	Franco Arenoso	-	-

La precipitación acumulada para el ciclo del cultivo (enero a junio de 2017) fue de 673 mm, la evapotranspiración potencial de 504 mm y una temperatura media de 22 ºC.

Basados en experiencias previas y recomendaciones de los fabricantes, la concentración bacteriana a aplicar fue de 109 UFC/ml. El volumen de aplicación de cada bioproducto fue de10 ml/kg de semillas . En el caso de la inoculación con micorrizas, se realizó la suspensión de 400 gr de bioproducto comercial en 2 l de agua y se aplicó en 50 kg de semillas.

La inoculación se efectuó manualmente el día de siembra (18/0/2017) a fin de obtener una distribución y cobertura uniformes de los diferentes bioproductos sobre las semillas. El diseño experimental empleado fue completamente aleatorizado con un total de 5 tratamientos (incluyendo un testigo sin inocular) y 4 repeticiones cada uno. El diseño de siembra utilizado es el de líneas dobles (0,52 m entre líneas y 1,04 m entre líneas dobles). La dimensión de las parcelas fue de 3400 m2. La siembra fue realizada mecánicamente bajo un sistema de siembra directa. La densidad de siembra fue de 18 semillas/m (líneas simples), buscando establecer una población final de 10 plantas/m. Se realizó un manejo agronómico que permitió asegurar el adecuado establecimiento y desarrollo del cultivo, sin el suplemento de agua de riego.

Los parámetros evaluados fueron los siguientes:

1.Evaluaciones No Destructivas: población de tallos y evaluaciones de crecimiento (altura hasta hoja +1).

2.Evaluaciones Destructivas - Estimación de Rendimiento Cultural: Determinación de la composición vegetativa (peso de hojas y vainas, tallos limpios y panoja). A partir de la información obtenida de los componentes de rendimiento, se estimó el rendimiento cultural (t/ha) de los diferentes tratamientos.

3.Determinación de Calidad Fabril: En el momento de cosecha se realizaron determinaciones de parámetros de calidad fabril (brix, azucares fermentecibles totales y otros).

La información obtenida fue analizada estadísticamente (ANOVA, Test de Fischer) con un nivel de significación $\alpha = 0,05$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación se presenta los resultados del análisis estadístico para las variables evaluadas respecto de la composición vegetativa de plantas (peso de tallos, peso de hojas verdes y peso de panoja) (Tabla 2).

Tabla 2: composición vegetativa de plantas para los distintos tratamientos evaluados. Letras distintas en columnas indican diferencias significativas ($p<0,05$).

	Composición Vegetativa		
Tratamiento	**Peso de tallo (kg)**	**Peso Hojas Verdes (kg)**	**Peso Panoja (kg)**
AZ39	0,43 a	0,13 ab	0,1 a
CHIE1	0,42 ab	0,15 a	0,1 a
CABR1	0,41 ab	0,11 ab	0,09 ab
MAV	0,40 ab	0,13 ab	0,09 ab
TESTIGO	0,38 b	0,11 b	0,08 b

Se registraron diferencias significativas respecto del testigo en el caso de la variable peso de tallos a favor de la cepa Az39, sin observarse diferencias significativas entre los demás tratamientos. Al considerar el peso de hojas verdes se observó una diferencia significativa respecto del testigo únicamente a favor de la cepa ChiE1. Al evaluar el peso de la panoja, ambos tratamientos (Az39 y ChiE 1) reflejaron diferencias significativas respecto del testigo.

El análisis del crecimiento de plantas en altura no reflejó diferencias significativas entre los diferentes tratamientos evaluados, si bien se registraron mayores valores de altura en los casos donde se utilizaron los bioinoculantes con diferencias de hasta 10 cm respecto del testigo (Figura 1).

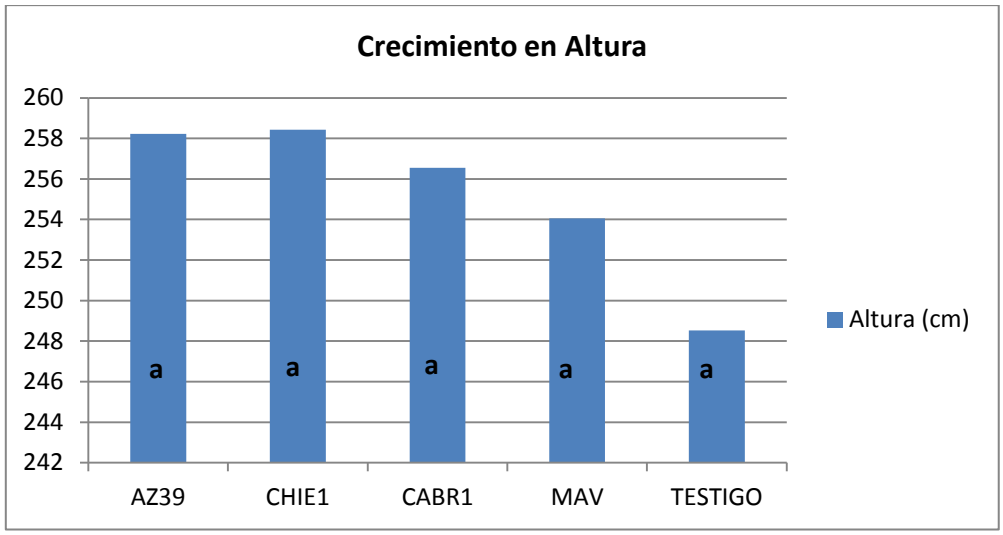


Figura 1: Crecimiento en altura de plantas para los distintos tratamientos evaluados. Letras distintas en columnas indican diferencias significativas (p<0,05).

La población de tallos establecida al momento de cosecha fue menor al óptimo, con valores entre 3,1 y 4 tallos/m, debido principalmente a limitantes de tipo edaficas (condiciones de salinidad y/o sodicidad) y ambientales del periodo considerado.

El análisis del rendimiento cultural estimado (t/ha) ratifica el comportamiento observado en las variable peso e tallos, solamente detectando diferencias significativas a favor de la cepa Az39 (Figura 2). Si se consideran los incrementos de rendimiento respecto del testigo, la cepa Az39 alcanzo un adicional de 7,5 t/ha, mientras que las cepas ChiE1 y CABR1 lograron 2,5 y 1,5 t/ha adicionales respectivamente.

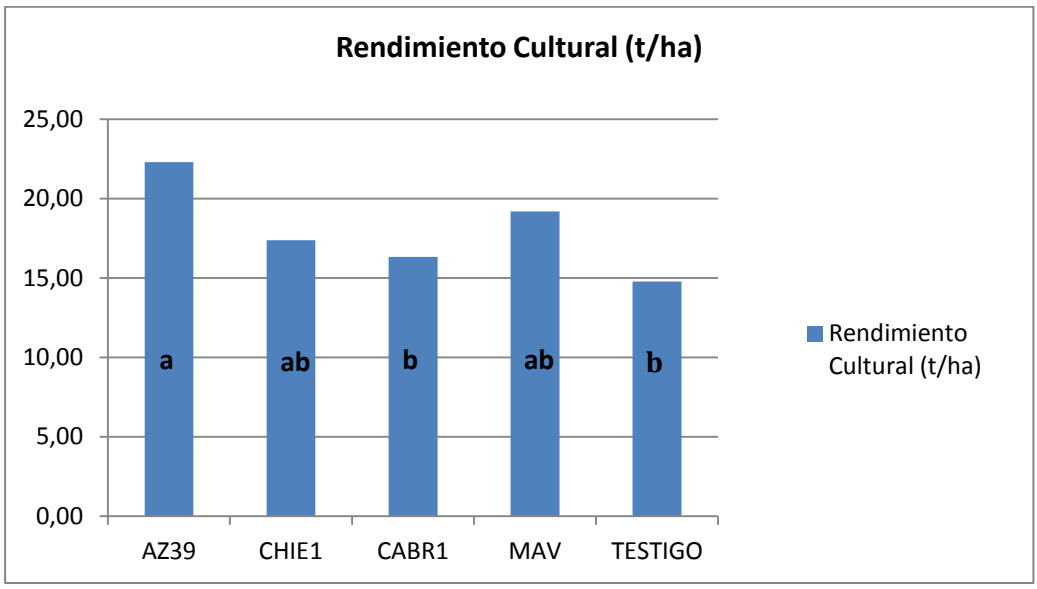


Figura 2: Rendimiento cultural estimado para los distintos tratamientos evaluados. Letras distintas en columnas indican diferencias significativas (p<0,05).

Respecto de los parámetros de calidad fabril evaluados (brix y azúcares totales en jugo) no fueron afectados por los diferentes tratamientos inoculados (Tabla 3).

Tabla 3: Parámetros de calidad fabril para los distintos tratamientos evaluados. Letras distintas en columnas indican diferencias significativas (p<0,05).

Parámetros de Calidad Fabril

Tratamiento	Brix (º)	Azucares Totales (gr/100 ml)
AZ39	12,52 ab	9,81 a
CHIE1	12,15 ab	9,33 a
CABR1	12,59 ab	9,78 a
MAV	11,85 b	9,05 a
TESTIGO	13,24 a	10,29 a

CONCLUSIONES

Este estudio constituye un ensayo exploratorio en suelos salino-sódicos que generalmente imponen serias restricciones para el normal desarrollo de los cultivos. Sin embargo, se observa una cierta capacidad de los biofertilizantes evaluados de generar un efecto favorable sobre el crecimiento y el rendimiento cultural del sorgo azucarado cultivado en dichas condiciones, lo que permitiría un mayor aprovechamiento de la biomasa. Por ello, sería factible considerar el uso de este tipo de bioproductos dentro del esquema de manejo agronómico de este cultivo, principalmente cuando el objetivo es el de la producción de fuentes de energía renovables como son el bioetanol y la cogeneración de energía eléctrica con bajo impacto ambiental.

Se requiere coninuar con estos ensayos para evaluar con mayor detalle el efecto de los biofertilizantes sobre el crecimiento y desarrollo del cultivo de sorgo azucarado que permitan establecer relaciones bajo diferentes condiciones ambientales y tipos de suelo de la provincia.

BIBLIOGRAFÍA

- Almodares A & MR Hadi. 2009. Production of bioethanol from sweet sorghum: a review. Afr. J. Agric. Res. 4 (9): 772-780.
- Bellarby, J.; B Foereid; A Hastings & P Smith. 2008. Cool Farming: Climate impacts of agriculture and mitigation potential. Greenpeace International. Amsterdam, The Netherlands. 44.
- Brentrup F. & C Pallière. 2008. Energy efficiency and greenhouse gas emissions in European nitrogen fertilizer production and use. International Fertiliser Society. Proceedings 639: 1-25.
- Faggioli, VS; GS. Freytes & CM. Galarza. 2008. Micorrización natural de maíz y su relación con la absorción de fósforo del suelo en diferentes sistemas de labranzas y fertilización. Actas XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de los Funes, San Luis. 13 al 16 de mayo de 2008.
- Fengxiang XH; RL King; JS Linder; T Yub; SS Durbha; NH Younan; DL Montsa; Y Su; JC Luthe & MJ Plodinec M. 2011. Nutrient fertilizer requirements for sustainable biomass supply to meet U.S. bioenergy goal. Biomass and Bioenergy. Volume 35, Issue 1: 253-262.
- Peterson R.L., H.B. Massicotte & L.H. Melville. 2004. Arbuscular mycorrhizas. En: Mycorrhizas: Anatomy and Cell Biology. NRC - CNRC. Research Press. Otawa. Canada. Chap.3: 57-79.
- Mazziotto J. 2005. Agroecología y biocombustibles, herramientas para el desarrollo. Editorial Hemisferio Sur. Montevideo, Uruguay. Cap. V: 185 – 236.
- Moyano S.; ME Puchulu; D Fernandez; ME Vides; SM Nieva & G Aceñolaza. 2014. Características y distribución espacial de los suelos de la provincia de Tucumán. En: Geología de Tucumán. Colegio de Graduados en Ciencias Geológicas de Tucumán. Tucumán. 421.
- Romero E. R.; G Cárdenas; J Scandaliaris & S Casen. 2010. Aprovechamiento bioenergético integral de la caña de azúcar y del sorgo azucarado en el NOA. Importancia y perspectivas. Avance Agroind. 31 (3): 19–25.
- Skowroñska M. y Filipek T. 2014. Life cycle assessment of fertilizers: a review. Int. Agrophys., 2014, 28, 101-110.

C2P40. EFECTO DE LA INTENSIFICACIÓN AGRÍCOLA SUSTENTABLE SOBRE INDICADORES MOLECULARES Y BIOQUÍMICOS EDÁFICOS

Vallasciani, Maribel[1]; Ferreras, Laura[2]; Toresani, Silvia[2]; Boccolini, Mónica[3]; Bortolato, Marta[2]; Schiavón, María Eugenia[2]; Ortíz, Jimena[3]; Fiori, Evelyn Gisel[2] y Saperdi, Andrés[2]

[1]Facultad de Ciencias Bioquímicas y Farmacéuticas, UNR. [2]Facultad de Ciencias Agrarias. UNR. [3]EEA INTA Marcos Juárez.
maribelvallasciani@hotmail.com

RESUMEN

Prácticas de manejo que permitan incrementar el contenido de carbono del suelo y favorecer la diversidad y actividad microbiana contribuyen a la sustentabilidad de los sistemas agrícolas. El estudio se realizó en la EEA INTA Oliveros en un suelo Argiudol Típico serie Maciel, en un ensayo de rotaciones de larga duración implantado en 2006. Los tratamientos fueron: monocultivo de Soja, rotación Maíz-Trigo/Soja 2° y rotación Maíz-Soja 1°-Trigo/Soja 2°, en siembra directa; con y sin trigo como cultivo de cobertura. El objetivo de este trabajo fue evaluar, luego de tres ciclos completos de rotaciones, los cambios producidos por diferentes prácticas de manejo sobre la actividad y diversidad bacteriana del suelo mediante el uso de técnicas bioquímicas y moleculares. Se evaluaron el carbono de la biomasa microbiana (CBM), enzimas de suelo como fosfatasa, arilsulfatasa y betaglucosidasa, y como parámetro químico carbono orgánico total. La técnica molecular empleada fue DGGE, donde se amplificó mediante PCR el gen 16S ADNr de bacterias y con los datos de intensidad y posición de cada banda en el gel se calculó el Índice de diversidad de Shannon. Los resultados del análisis molecular muestran diferencias significativas entre tratamientos, presentando las rotaciones con gramíneas una mayor diversidad microbiana con respecto al monocultivo de soja. No se observaron diferencias estadísticamente significativas al analizar los tratamientos con y sin cultivo de cobertura. En el análisis de componentes principales que relaciona Índice de Shannon con las otras variables analizadas y se explicó (CP1 + CP2) el 74% de la variancia total de los datos. El coeficiente de correlación de Pearson entre carbono orgánico total y el índice de Shannon fue 0,43. La inclusión de gramíneas en un programa de intensificación agrícola sustentable promueve cambios favorables en la calidad del suelo que permiten un uso más eficiente de los recursos disponibles.

Palabras claves: rotación de cultivos, actividad enzimática, diversidad microbiana

INTRODUCCIÓN

La agricultura continua y la amplia difusión del monocultivo de soja han provocado en las últimas décadas el deterioro de las propiedades físicas, químicas y biológicas edáficas, impactando negativamente en la calidad de los suelos agrícolas de la región pampeana. A través de la intensificación agrícola sustentable se puede lograr una mayor y más eficiente producción por unidad de recurso y/o insumo involucrado, sin perjuicio ambiental. Incrementar la frecuencia de gramíneas y/o implementar cultivos de cobertura aumentaría la eficiencia en la captura de recursos, que además también contribuirían a aumentar la diversidad funcional y a mejorar la calidad del suelo. Para evaluarla, es necesario la búsqueda e identificación de indicadores sensibles asociados a las propiedades físicas, químicas y biológicas que permitan monitorear en forma temprana y de manera eficaz los cambios que se puedan producir.

El objetivo de este trabajo fue evaluar parámetros microbiológicos como indicadores de los cambios producidos por diferentes prácticas de manejo, mediante el uso de técnicas moleculares y bioquímicas.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en un ensayo de rotaciones de larga duración implantado en 2006 ubicado en la EEA INTA Oliveros (32º 43’ 30’’ S - 62º 05’ 30’’ O), sobre un Argiudol Típico serie Maciel con historia previa de más de 30 años de agricultura continua. Los tratamientos fueron: monocultivo de Soja (S-S), rotación Maíz-Trigo/Soja 2° (M-T/S) y rotación Maíz-Soja 1°-Trigo/Soja 2° (M-S-T/S), en siembra directa; con (CC) y sin (SC) trigo como cultivo de cobertura, el cual fue secado 30 días antes de la siembra de los cultivos para producción de granos. El diseño experimental fue en bloques completos al azar con tres repeticiones. Teniendo en cuenta el tiempo real ocupado por cultivos en cada secuencia, se establecieron los siguientes Índices de Intensificación (II): Soja-Soja (II=0,39); Soja-CC-Soja (II=0,69); Maíz-Soja-Trigo/Soja (II=0,55); Maíz-CC-Soja-Trigo/Soja (II=0,64); Maíz-Trigo/Soja (II=0,64); Maíz-Trigo/Soja-CC (II=0,80).

Las muestras de suelo fueron extraídas sobre el cultivo de soja, a la profundidad de 0-7,5 cm, en noviembre de 2015 luego de tres ciclos completos de rotaciones agrícolas. Las muestras fueron tamizadas por una malla de 2 mm y conservadas a 4 ºC hasta su análisis, dentro de los 15 días de recolección. Para establecer umbrales de referencia para los indicadores se consideró el suelo de un sector adyacente al ensayo con máximo estado de conservación (Testigo). Se considera que un suelo de referencia de máxima calidad es aquel que puede mantener una buena productividad y producir el mínimo disturbio del ambiente (Albanesi *et al.*, 2013).

Desde el año 2006 se determinaron diferentes indicadores bioquímicos de calidad de suelo (actividad enzimática y CBM) con la intención de monitorear su comportamiento en el ensayo de rotaciones con y sin cultivo de cobertura y luego en un plan de intensificación agrícola. Al finalizar el tercer ciclo de las secuencias de cultivos en rotaciones (año 2015) se incorporó la utilización de indicadores moleculares, con el fin de evaluar los efectos acumulados de dichas secuencias y del monocultivo de soja en la diversidad microbiana del suelo.

Los parámetros bioquímicos y moleculares evaluados fueron:

- Actividad de las enzimas que participan en el ciclado del carbono, fósforo y azufre, respectivamente: betaglucosidasa, fosfatasa ácida, arilsulfatasa, según Tabatabai (1982). La concentración de los productos se determinó por colorimetría, expresando los resultados como µg de producto h^{-1} g^{-1} de suelo en base seca.

- Actividad enzimática global: se determinó la actividad de un grupo de enzimas que incluye proteasas, lipasas y esterasas por el método de la hidrólisis del Diacetato de Fluoresceina (FDA), según Schnürer & Rosswall (1982). Los resultados se expresaron como µg de fluoresceína $h^{-1}g^{-1}$ de suelo en base seca.

- Carbono de la biomasa microbiana: método de Fumigación-Extracción (Vance *et al*., 1987). El CBM se calculó mediante la diferencia entre las muestras fumigadas y no fumigadas. Los resultados se expresaron como µg C g^{-1} de suelo en base seca.

- Análisis de fingerprinting: la extracción del ADN total se realizó con kit comercial MOBIO para suelo. Para la amplificación del gen 16S ADN ribosomal de bacterias se realizó PCR (reacción en cadena de la polimerasa) con cebadores universales F341-GC y R534 (Muyzer et al., 1998). Los productos de amplificación correspondientes a cada muestra se separaron por electroforesis en gel de gradiente desnaturalizante (DGGE). Con los datos obtenidos a partir de los perfiles de DGGE, se determinó el índice de diversidad de Shannon-Weaver (H) a través de la siguiente fórmula:

$$H = -\sum_{i=1}^{S}(pi)(\log_2 pi)$$

Donde S=número de bandas en cada calle del gel, y pi=proporción entre la intensidad de una banda específica y la suma de las intensidades de todas las bandas de una misma calle.

- Carbono orgánico total (COT): por el método de Walkley-Black que consiste en la oxidación del carbono orgánico con dicromato de potasio en ácido sulfúrico concentrado durante 30 minutos, titulando luego el exceso del agente oxidante con sulfato amónico ferroso (Nelson & Sommers, 1982). Los resultados se expresaron en mg de CO g^{-1} suelo seco.

- Análisis estadístico: Se realizó un análisis de componentes principales (ACP) sobre la matriz de correlaciones de las variables estudiadas (H, actividad enzimática, CBM y COT), utilizando el software estadístico INFOSTAT 2011 (Di Rienzo *et al*., 2011). En el análisis de DGGE, los datos de intensidad y posición de cada banda se analizaron mediante el software GelCompare II (2005). Para el cálculo de diversidad se utilizó PAST y para su análisis estadístico se empleó ANOVA con LCD de INFOSTAT (2011). Se utilizó análisis de correlación de Pearson para establecer una medida numérica de la relación entre variables.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los tratamientos que incluyeron mayor proporción de gramíneas (secuencias M-T/S y M-S-T/S) presentaron un patrón con mayor número de bandas y más intensas, en comparación con los patrones obtenidos en el tratamiento monocultivo de soja (Fig. 1). Se observó un incremento del 30% en el patrón de bandas del gel de las rotaciones con

gramíneas respecto al monocultivo de soja. La técnica de DGGE es una herramienta que permite determinar la riqueza de las especies dominantes y establecer perfiles de las poblaciones microbianas. La diversidad se determina por el número e intensidad de bandas y se asume que cada banda del gel representa una unidad taxonómica operacional, que por simplicidad es llamada especie (Tao *et al.*, 2012).

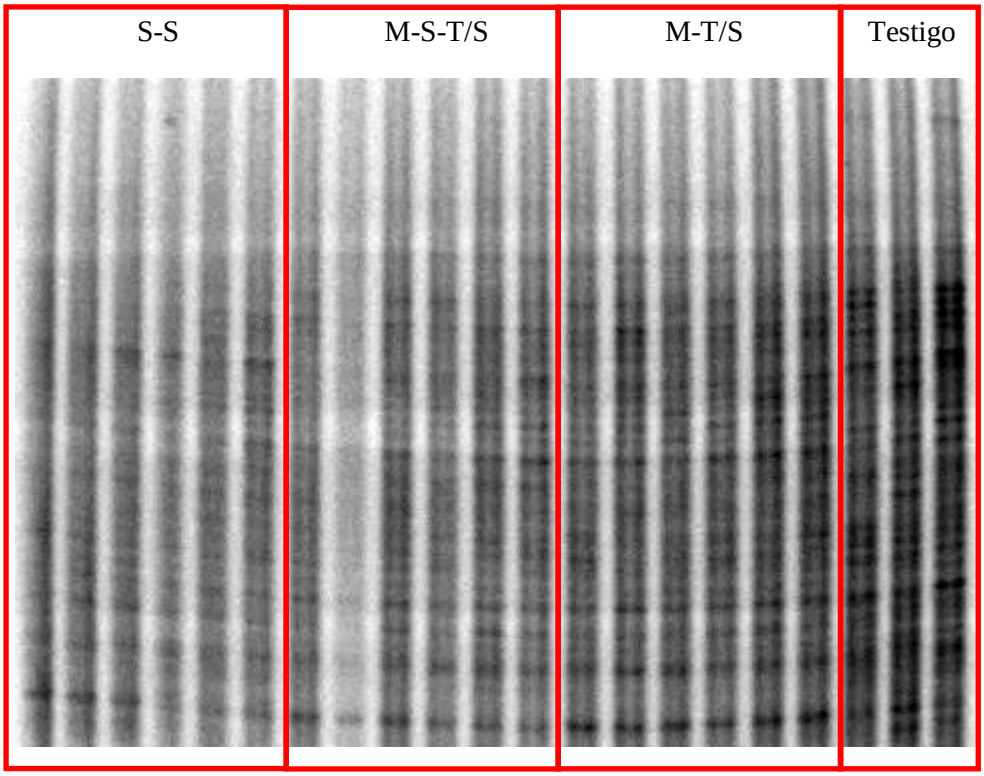


Figura 1. Perfiles de DGGE obtenidos a partir de la amplificación enzimática del gen 16S ADN ribosomal extraído de muestras de suelo.

El Índice de Shannon en nuestro ensayo mostró diferencias significativas entre tratamientos, presentando las rotaciones un mayor valor con respecto al monocultivo de soja. No se observaron diferencias estadísticamente significativas al analizar los tratamientos con y sin cultivo de cobertura (Tabla 1). Si consideramos al Testigo como valor umbral (H = 3,380), las secuencias que incluyeron gramíneas y el monocultivo en promedio presentaron valores de H inferiores con respecto al testigo, en un 13% y 24% respectivamente. Sin embargo, otros autores utilizando el Índice de Shannon para evaluar el efecto de labranzas (siembra directa y convencional) y el uso de fertilización, no hallaron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos dentro de cada muestreo (Vallejo *et al.*, 2010).

Tabla 1: Estimación del Índice de Shannon-Weaver como descriptor de diversidad microbiana.

Tratamiento	N° bandas	Shannon (H)	
SS-CC	14	2,633 A	
SS-SC	17	2,830 A	B
M-S-T/S-CC	20	2,944	B
M-S-T/S-SC	20	2,984	B

M-T/S-CC	20	3,010	B
M-T/S-SC	21	3,023	B

Medias con letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas (p < 0,05)

Con la matriz de datos obtenida a partir del software GelCompare II (2005) se realizó además el análisis de conglomerados que consiste en un algoritmo de clasificación mediante el cual se obtienen una o varias particiones de acuerdo con criterios establecidos, permitiendo visualizar la relación jerárquica entre tratamientos al agruparlos en un dendrograma (Fig. 2). En la figura se observa la separación de la rama monocultivo de soja y secuencias que incluyen gramíneas. A su vez dentro de la rama monocultivo de soja (S-S) se separa la situación que presenta CC respecto al monocultivo SC. En cuanto a los tratamientos M-T/S y M-S-T/S, se observó mayor similitud de las comunidades, no pudiendo establecerse separaciones netas entre dichas rotaciones CC y SC.

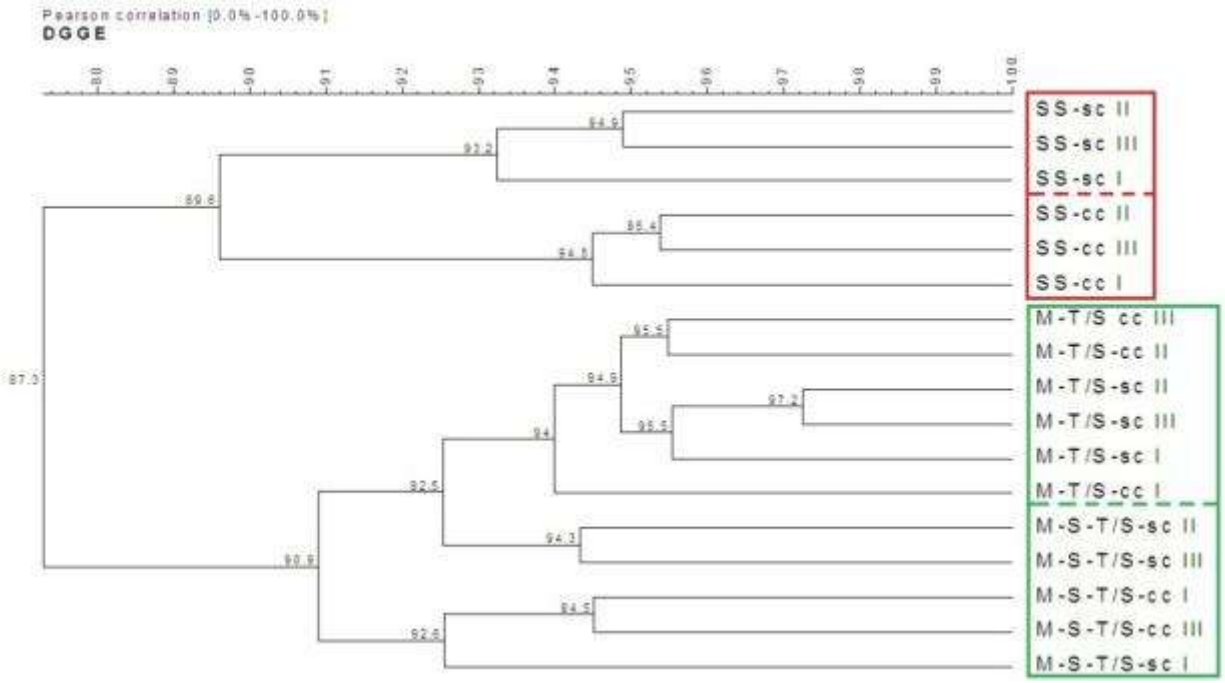


Figura 2: Análisis de conglomerados del set de datos generados por DGGE basado en el coeficiente de similitud de Pearson y el método de unión de enlace medio (UPGMA).

La actividad de la microbiota edáfica influye sobre la estabilidad y fertilidad de los ecosistemas. Un buen nivel de actividad microbiana es esencial para el mantenimiento de la calidad del suelo dado que los microorganismos son la fuente principal de enzimas, y a pesar de sus relativamente bajas cantidades, juegan un rol fundamental en el mantenimiento y dinámica de los nutrientes a través del ciclado de la materia orgánica (Bastida *et al*., 2006). Por lo mencionado, se evaluó como indicador químico el COT puesto que tiene un rol determinante en la provisión de nutrientes y en la formación de la estructura del suelo (Rotenberg *et al*., 2007; Lal, 2008). Por otra parte, a través del CBM se determinó la fracción de la materia orgánica compuesta por células microbianas vivas (Bastida *et al*., 2006). A los fines de determinar las variables que tuvieron mayor incidencia en diferenciar los tratamientos se utilizó un análisis multivariado de componentes principales, utilizando las siete variables.

A través de ACP se buscó reducir la dimensionalidad de los datos para facilitar la interpretación, observar si existe agrupamiento de los tratamientos analizados y tratar de hallar alguna variable que pueda resumir la información relevada. Se crearon dos nuevas variables o factores denominadas componentes principales (CP1 y CP2), que consisten

en la combinación lineal de las variables observadas, y que conservan la mayor variabilidad posible. La CP1 explicó el 55% de la variancia y la CP2 el 19%, por lo tanto se retuvieron estas dos componentes que en total explicaron el 74% de la variancia total de los datos. El valor de cada uno de los autovectores presenta la contribución relativa de cada variable en las dos componentes principales (Tabla 2). Para la CP1 los autovectores de las siete variables estudiadas presentaron valores positivos; siendo elevados para arilsulfatasa, betaglucosidasa, fostatasa, FDA y COT, por lo tanto significa que han tenido mucho peso en definir la CP1. A esta nueva variable le corresponderán valores positivos cuando las variables analizadas presenten valores elevados. En el caso de CBM y el Índice de Shannon, si bien los autovectores fueron positivos, los valores fueron bajos. En el caso de la CP2, solo COT e Índice de Shannon presentaron autovectores elevados y de signo positivo. Por lo tanto, indican que esta segunda nueva variable (CP2) tomará valores positivos cuando las variables COT y H presenten valores altos. Mediante el gráfico en dos dimensiones se puede observar la combinación de las siete variables originales, facilitando la interpretación de los datos y la detección de posibles agrupamientos. En la Fig. 3 se puede observar que los tratamientos con mayor intensificación (M-T/S con y sin CC) y S-S CC presentaron valores elevados de las siete variables (a la derecha del cero de la CP1). Por otro lado, S-S SC y M-S-T/S (con y sin CC) se encuentran a la izquierda del cero, por lo tanto presentan valores bajos de las variables. No obstante, M-S-T/S CC se presentó en una situación intermedia.

Tabla 2: Autovectores correspondientes a la CP1 y CP2.

Variables	**e1**	**e2**
Arilsulfatasa	0,45	-0,27
Betaglucosidasa	0,47	-0,09
Fosfatasa	0,49	0,05
FDA	0,37	-0,25
CBM	0,13	0,20

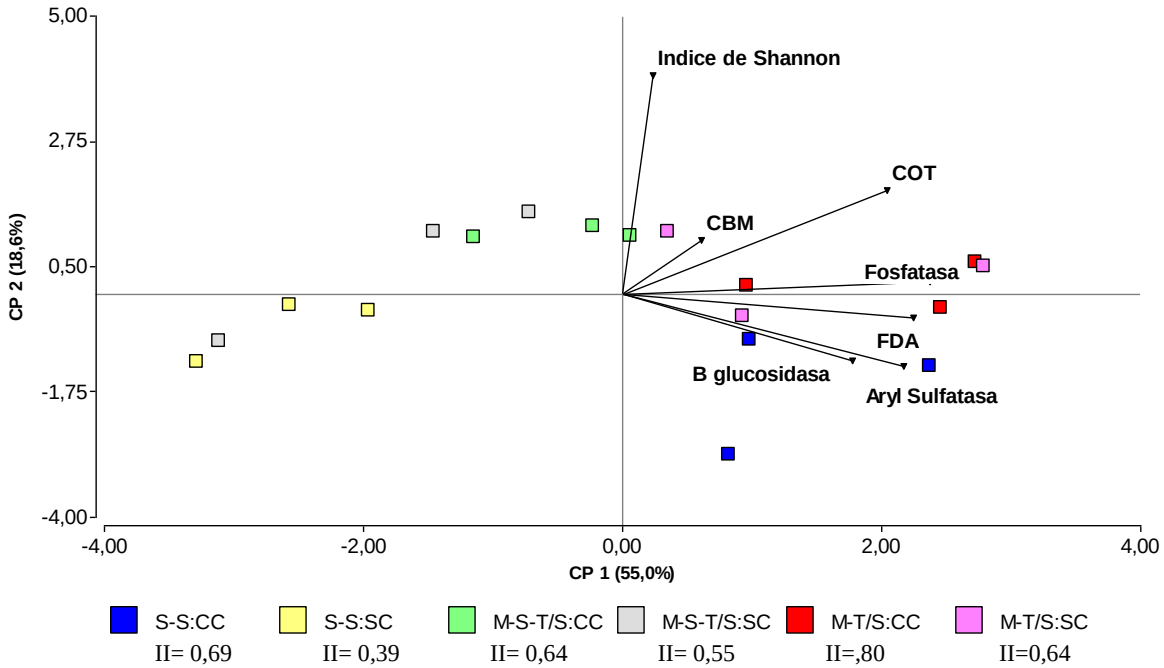


Figura 3: Análisis de componentes principales sobre las variables: COT, CBM, Fosfatasa, betaglucosidasa, arilsulfatasa, FDA, e Índice de Shannon

Se buscó la correlación del Índice de diversidad de Shannon con el COT, fundamentado en que las gramíneas en rotación con el cultivo de soja y la inclusión del cultivo de cobertura (CC), incorpora al suelo una mayor proporción de

residuos fácilmente degradables. Los CC actúan equilibrando el balance de C por el aporte de la biomasa aérea y raíces cuyos exudados radicales en la zona rizosférica estimulan la actividad de los microorganismos del suelo. El aporte de C lábil constituye el sustrato inicial para la descomposición microbiana, se estimula la actividad de los microorganismos con un incremento en la población y en la producción de enzimas. El coeficiente de Correlación de Pearson entre COT e Índice de Shannon, fue 0,43 ($p < 0,1$), poniendo de manifiesto la relación entre ambas variables. No se observó esta relación entre actividad de enzimas y el H.

CONCLUSIONES

La inclusión de gramíneas en las secuencias que aporten grandes volúmenes de rastrojo, como así también la implementación de los cultivos de cobertura son alternativas que se presentan como más sustentables al monocultivo de soja que produce una disminución de la diversidad microbiana del suelo y de la actividad enzimática. Un modelo productivo que contribuya a aumentar el contenido de materia orgánica del suelo, además del impacto positivo en su condición física, química y biológica, también contribuye a la sustentabilidad ambiental ya que se reduce la emisión de CO_2 a la atmósfera través del secuestro de carbono en el suelo. Asimismo, el análisis del fingerprinting de la comunidad microbiana por PCR puede utilizarse para detectar cambios producidos en un suelo con sistemas de rotaciones agrícolas.

AGRADECIMIENTOS

Dr. Fernando Salvagiotti y MSc. Silvina Bacigalupo. EEA INTA Oliveros.

BIBLIOGRAFÍA

- Albanesi, A; A, Anriquez; JA, Dominguez Nuñez; J, Silverman & C, Kunst. 2013. Calidad de suelo. Propiedades biológicas y evaluación en ecosistemas semiáridos. En: A Albanesi (Ed.). Microbiología Agrícola. Un aporte de la investigación en Argentina. 2da ed. pp 1-25. Magna Publicaciones Tucumán Argentina. pp 489.
- Bastida, F; JF Moreno; T Hernández & C García. 2006. Microbiological degradation index of soils in a semiarid climate. Soil Biol. Biochem. 38: 3463-3473.
- Di Rienzo, J; F, Casanoves; M, Balzarini; L, Gonzalez; M, Tablada & C, Robledo. 2011. Infostat, versión 2011. Grupo Infostat.
- Lal, R. 2008. Soils and sustainable agriculture. A review. Agron Sustain Dev 28:57-64.
- Muyzer, G & K Smalla. 1998. Application of denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE) and temperature gradient gel electrophoresis (TGGE) in microbial ecology. Antonie Leeuwenhoek, 73, 127–141.
- Nelson, DW & LE Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. En: Page, AL; RH Miller & DR Keeney (Eds.). Methods of soil analysis, Part 2, Chemical and Microbiological Properties. American Society of Agronomy Madison, WI, USA, pp. 1159.
- Rotenberg, D; A, Jiménez Wells; EJ, Chapman; AE, Whitfield; RM, Goodman & LR, Cooperband. 2007. Soil properties associated with organic matter-mediated suppression of bean root rot in field soil amended with fresh and composted paper mill residuals. Soil Biol. Biochem. 39: 2936-2948.
- Schnürer, J & R Thomas. 1982. "Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter." Appl Environ Microbiol 43: 1256-1261.
- Tabatabai, M. 1982. Soil Enzimes. En: A Page, E. Millar & D. Kenney (Eds.). Methods of soil analysis, Chemical and Microbiological Properties, Part 2. pp: 902-953 Madison, WI, USA: Am. Soc. Agron. pp: 1159.
- Tao, SQ. 2012. Analysis of the Bacterial Communities in Lime Concretion Black Soil upon the Incorporation of Crop Residues. Open Journ Soil Scien, 2: 312–319.
- Vallejo Rojas, VB; I Mijangos & C Garbisu. Biodiversidad edáfica como bioindicador de la salud del suelo mediante métodos moleculares. San Sebastián, 2010, 15 p. (Tesis para obtener el título de Máster en Biodiversidad, Funcionamiento y Gestión de Ecosistemas). Universidad del País Vasco.
- Vance, ED; PC. Brookes & DS Jenkinson. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biol. Biochem. 19: 703-707.

C2P41. DESCOMPOSICION DE RESIDUOS Y ACTIVIDAD MICROBIANA: EFECTO DEL CAMBIO DE USO DEL SUELO

Viruel, Emilce[1]; Banegas, Natalia R.[1,2]; Nasca, José A.[1] y Maza, Marianela[3]

[1]Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido. Centro de Investigaciones Agropecuarias. INTA. Chañar Pozo S/N, Leales (4113), Tucumán, Argentina.
[2]Cátedra Edafología. Facultad de Agronomía y Zootecnia. Universidad Nacional de Tucumán. Florentino Ameghino S/N. Manantial (4105), Tucumán, Argentina.
[3]CONICET-Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido (IIACS-CIAP, INTA) Leales (4113), Tucumán, Argentina.
viruel.emilce@inta.gob.ar

RESUMEN

En la región del NOA se ha producido en los últimos años, un proceso de transformación de los sistemas productivos, avanzando la agricultura sobre áreas boscosas o bien ocupadas anteriormente por la ganadería. La región de la Llanura Deprimida Salina de Tucumán no escapa a esta realidad, observándose en estos años la conversión de sistemas ganaderos a agrícolas. El impacto de estos cambios del uso de suelo en la región no fue estudiado en profundidad aún. Por lo tanto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar el efecto de la transformación de sistemas ganaderos en base pastoril (PP) a sistemas agrícolas, específicamente a maíz, en dos sistemas de labranza (convencional y siembra directa, MLC y MSD, respectivamente). El trabajo se realizó en el IIACS de INTA, departamento Leales, provincia de Tucumán. El clima es de tipo subtropical subhúmedo con estación seca. El suelo en estudio es un Haplustol fluvacuentico de textura franco limosa. Se determinaron como indicadores microbianos: carbono de biomasa microbiana (CBM), actividad enzimática (FDA), respiración edáfica (RE), y se evaluó, además, la descomposición de mantillo en los tres sistemas a través de la técnica de "*litter bags*" en intervalos de 40 días durante 160 días. El pasaje de pasturas a agricultura provocó una caída en todas las variables microbianas evaluadas. Los valores de RE fueron significativamente menores (un 77%) en los tratamientos con maíz (MLC y MSD) respecto a PP. En el caso de la biomasa microbiana, los valores de CBM en PP fueron mayores en un 63 y 44 % respecto a MSD y MLC, respectivamente. Mientras que en la actividad enzimática microbiana (FDA), los valores en PP fueron casi tres veces superiores respecto a MLC, y dos veces respecto a MSD. La mayor tasa de descomposición de mantillo se observó en MLC, con valores que llegan a duplicar y triplicar los de PP y MSD, respectivamente. A los 160 días, la mayor degradación del residuo vegetal se observó en las bolsas colocadas en MLC, siendo la masa seca remanente del 23%, mientras que en los otros sistemas evaluados estos valores son del 47% y 56% para PP y MSD, respectivamente. Los sistemas pastoriles (PP) mostraron mejores valores de los indicadores microbianos que los sistemas agrícolas, independientemente del tipo de manejo en estos últimos. Sin embargo, esta tendencia no coincidió en la descomposición de los residuos vegetales, siendo el maíz con labranza convencional el que presentó mayor tasa de descomposición, inclusive que las pasturas. Resulta de este estudio, la necesidad de continuar evaluando en plazos temporales mayores, con el fin de analizar el efecto del cambio de uso de suelo sobre estas propiedades.

Palabras clave: mantillo; parámetros microbiológicos; uso de la tierra.

C2P42. EFECTO DE LA INTERSIEMBRA PASTURA-MAÍZ SOBRE LA MICROBIOTA EDÁFICA EN SISTEMA PASTORIL BOVINO DEL CHACO SEMIÁRIDO

Viruel, Emilce[1]; Maza, Marianela[2], Nasca, José A.[1] y Banegas, Natalia R.[1,3]

[1]Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido. Centro de Investigaciones Agropecuarias. (IIACS-CIAP, INTA). Chañar Pozo S/N, Leales (4113), Tucumán, Argentina
[2]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) - IIACS-CIAP, INTA. Chañar Pozo S/N, Leales (4113), Tucumán, Argentina.
[3]Cátedra Edafología. Facultad de Agronomía y Zootecnia. Universidad Nacional de Tucumán. Florentino Ameghino S/N, Manantial (4105), Tucumán, Argentina.
viruel.emilce@inta.gob.ar

RESUMEN

La combinación de crecimiento demográfico, aumento de los ingresos y urbanización, plantea un desafío sin precedentes a los sistemas alimentarios y agrícolas. Impulsadas por la fuerte demanda de una emergente clase media mundial, las dietas serán más diversificadas, y el incremento de los alimentos de origen animal como la carne y la leche será particularmente acentuado. En el Noroeste Argentino (NOA) la producción bovina se realiza, principalmente, en sistemas pastoriles extensivos y semi-extensivos, sobre pastizales y bosques naturales degradados, con un fuerte componente de leñosas arbustivas que limitan severamente la oferta de forraje y la productividad animal de estos sistemas. La integración de pasturas con cultivos anuales es una alternativa para incrementar la oferta forrajera, ya que mejora los rendimientos y condiciones fisicoquímicas del suelo. Poca información existe sobre el efecto de la implementación de intersiembra sobre variables microbiológicas en sistemas ganaderos de la región. Por este motivo, el objetivo de este trabajo fue evaluar el impacto sobre variables microbiológicas del suelo de la incorporación de maíz en un sistema pastoril bovino del Chaco Semiárido. El trabajo se realizó en el campo experimental del IIACS-CIAP-INTA (Leales, Tucumán) en un sistema de cría intensiva de 55 ha. El muestreo de rizósfera se realizó en el mes de febrero de 2017. Los resultados obtenidos fueron analizados estadísticamente por ANOVA y test de diferencia de medias (Tukey $p \leq 0,05$) con el programa INFOSTAT. Los tratamientos evaluados fueron pastura pura (*Chloris gayana* cv Finecut; PP), intersiembra maíz-pastura (*Chloris gayana* cv Finecut - *Zea mays* L.; IS) y maíz destinado a silo (*Zea mays* L.; MS). De cada tratamiento se determinó carbono de biomasa microbiana (CBM), actividad enzimática (FDA), respiración edáfica (RE), carbono orgánico (CO) y nitrógeno total (Nt). Se observó una respuesta negativa de la incorporación de maíz al sistema pastoril sobre las tres variables evaluadas. La actividad enzimática (FDA) en el tratamiento PP (1475,84 µg FDA g^{-1}) fue significativamente mayor que en IS y MS (1146 µg FDA g^{-1} y 823,53 µg FDA g^{-1} respectivamente). La biomasa microbiana (CBM) siguió el mismo patrón que la actividad enzimática, con un descenso significativo de los valores en IS y MS (512,27 y 487,64 µg CBM g^{-1}, respectivamente) respecto a PP (1189,55 µg CBM g^{-1}). Los valores de respiración edáfica (RE) fueron mayores nuevamente en PP (1442,74 µg CO_2 g^{-1}), seguido de IS (829,05 µg CO_2 g^{-1}) y por último MS (537,26 µg CO_2 g^{-1}). En cuanto a los valores de CO, el aporte de C por parte del maíz al sistema produjo un incremento en IS (20,9 g kg de suelo^{-1}) con respecto a PP y MS (17,83 y 13,05 g kg de suelo^{-1}). En cuanto al N total, no hubo diferencias significativas entre los tratamientos, mostrando un comportamiento similar a las variables microbiológicas. La incorporación de maíz en la renovación de las pasturas produce en primera medida un descenso en las variables microbianas y un incremento en aporte de nutrientes (C y N).

Palabras clave: microbiota, intersiembra, ganadería

C3P1. INVASIÓN DE *LIGUSTRUM LUCIDUM* EN BOSQUES DE *CELTIS EHRENBERGIANA*: IMPACTO EN LAS PROPIEDADES DEL SUELO

Abarca, Camila L.[1*]; Merani, Víctor H.[2]; Larrieu, Luciano[2]; Millán, Guillermo[2]; Barrera, Marcelo D[3].; Ferreri, Natalia[1] y Velazquez, María S. [1]

[1]Instituto de Botánica Spegazzini. Calle 53 477. La Plata. Argentina. [*]camila.abrc@gmail.com
[2]Centro de Investigaciones de Suelos para la Sustentatibilidad Agropecuaria y Forestal (CISSAF). CISAGUA FCAyF, UNLP. 60 y 119 La Plata, Argentina.
[3]LISEA- Facultad de Ciencias Naturales y Museo – Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales (UNLP) Diagonal 113 Nro 469. La Plata, Argentina.

RESUMEN

Las invasiones de leñosas exóticas son actualmente una preocupación mundial debido a su impacto sobre la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. La modificación de las características del suelo provocada por las especies invasoras puede generar condiciones aptas para el avance de la invasión y prevenir el re-establecimiento de las especies nativas.
El objetivo de este trabajo fue determinar y describir el efecto sobre las características físico químicas del suelo generado por la propagación de *Ligustrum lucidum* en los talares ubicados en el Partido de Magdalena, provincia de Buenos Aires. El muestreo se llevó a cabo en sitios con tres situaciones con diferentes dominancias de las especies arbóreas: bosque de tala y coronillo, bosque de tala y coronillo con presencia de ligustro y bosque monoespecífico de ligustro. Se caracterizó la estructura de la vegetación arbórea y se tomaron muestras de suelo para su análisis. Los resultados mostraron diferencias significativas en el contenido de MO, N y P para las tres situaciones de vegetación, que exhibieron una tendencia decreciente en relación a la invasión de ligustro. Las causas de estas alteraciones podrían estar relacionadas con la calidad de la hojarasca de las diferentes especies y su productividad.

Palabras claves: talares, ligustro, fertilidad

INTRODUCCIÓN

Los talares son una subunidad de la eco-región del Espinal (Cabrera, 1949) y constituyen una fisonomía boscosa dominada por *Celtis ehrenbergiana* (Klotzsch) Liebm. (Celtidaceae) (tala) y *Scutia buxifolia* Reiss. (Rhamnaceae) (coronillo). Se distribuyen desde San Nicolás hasta Mar Chiquita por la ribera Platense y la costa Atlántica. En 1984 se declaró Reserva de Biosfera (MAB-UNESCO) a una faja costera de 26.000 ha entre las localidades de Magdalena y Pipinas (Cortéz *et. al*, 2009). Allí se encuentra la Reserva Natural El Destino. En esta zona se distinguen porciones de bosque en buen estado de conservación, sin embargo en algunos sectores el bosque presenta distinto grado de invasión por especies exóticas, principalmente ligustro (Ribichich & Protomastro 1998).

La especie arbórea *Ligustrum lucidum* W.T. Aiton (Oleaceae) (ligustro) ha invadido numerosas regiones del mundo. En Argentina fue introducida a principios del siglo XX, utilizada principalmente como ornamental y en cercos vivos. Se convirtió en una invasora importante en Yungas del noroeste del país, sierras de Córdoba y en la provincia de Buenos Aires (Dascanio *et al.*, 1994; Zamora Nasca *et al.*, 2014). Se establece formando manchones densos, dominando todos los estratos (Haene *et al.*, 2003). En los talares, se establece y alcanza el estrato superior en un tiempo corto (alrededor de 10 años), y genera una cobertura continua que supera la altura máxima que alcanzan las especies nativas (10 a 12 m), provocando una mortalidad elevada (Plaza Behr *et al.*, 2016).

La modificación de las características químicas del suelo provocada por la invasión de especies vegetales, ha sido ampliamente documentada. La toma de nutrientes por parte de las plantas, así como los exudados radicales y la hojarasca que producen, determinan a largo plazo la retención de nutrientes y su ciclado (Weidenhamer & Callaway, 2010), alterando los ciclos de nutrientes en forma diferente a las especies nativas. Muchas plantas invasoras tienen gran área foliar, alta concentración de nutrientes foliares y una tasa de crecimiento superior a las nativas (Hughes & Denslow 2005; Hughes & Uowolo 2006; Kueffer *et al.*, 2008). En ecosistemas pobres en nutrientes, el aumento de la tasa de ciclado de nutrientes por parte de las exóticas puede jugar un rol importante en el éxito de la invasión (Enoky & Drake, 2017).

El objetivo de este trabajo fue analizar y cuantificar si se producen cambios en las características físico químicas del suelo por la invasión de de *Ligustrum lucidum* sobre en los talares ubicados en el Partido de Magdalena, provincia de Buenos Aires.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en la estancia El Destino, ubicada en la Reserva de Biosfera "Parque Costero del Sur", entre las localidades de Magdalena y Punta Indio (provincia de Buenos Aires) (35°11' S, 57°17' O) en la Provincia de Buenos Aires. El clima de la región presenta una temperatura media anual entre 15 y 17 ºC. Los valores de precipitación varían entre 850 y 1065 mm anuales, con máximos de ocurrencia durante el otoño y la primavera.

Los talares están restringidos a las áreas de relieve constituidas por depósitos cuaternarios de valvas de moluscos marinos (conchilla). Estos depósitos forman cordones paralelos a la costa y alternan con áreas de relieve negativo, con suelos arcillosos (intercordones), cubiertas por pastizales anegables (Arturi, 1997). Este sistema conforma una subunidad geomorfológica denominada llanura con cordones de playa, dentro de la unidad geomorfológica llanura baja (Cavallotto, 1995). Los suelos que se desarrollan sobre los cordones se clasifican como Rendoles. Estos se elevan entre 1 y 2 m de altura respecto del nivel general del terreno. Presentan suelos bien drenados, cuyo perfil está poco desarrollado, con un horizonte A1 de 20 cm de profundidad y textura franca con presencia de fragmentos gruesos de conchilla (Sánchez *et al.*, 1976; Hurtado & Ferrer 1988).

Los bosques pueden estar dominados por *C. ehrenbergiana*, por *S. buxifolia* o presentar codominancia de ambas especies (Goya *et al.*, 1992). En Magdalena estas especies representan más del 90% de la densidad y el área basal de los bosques. Además de las especies dominantes pueden hallarse *Jodina rhombifolia* (Hook. & Arn.) Reissek, *Schinus longifolius* (Lindl.) Speg., *Sambucus australis* Cham. & Schltdl., *Phytolacca dioica* L.y *Acacia caven* Molina como especies acompañantes y también se destaca por la presencia de la exótica *L. lucidum.*

Muestreo

El muestreo se llevó a cabo sobre tres cordones que presentan un gradiente espacial en la proporción de *L. lucidum* en la estructura arbórea en dirección paralela al eje de los cordones (paralelos a la costa del Rio de la Plata). A lo largo de dicho gradiente se establecieron en una línea de transecta las unidades de muestreo de la estructura forestal y el suelo. Las unidades muestrales respresentaron tres situaciones con diferente proporción de las especies arbóreas: (1) bosque nativo de tala y coronillo, (2) bosque nativo con presencia de ligustro y (3) bosque monoespecífico de ligustro. En cada sitio se tomaron 5 submuestras de suelo de 0 a 20 y de 20 a 40 cm de profundidad, y se formó una muestra compuesta para cada profundidad. Las muestras se guardaron en bolsas de polietileno a 4ºC. En total se analizaron 18 muestras (3 situaciones de vegetación x 3 repeticiones x 2 profundidades).

Caracterización estructural de la comunidad arbórea

En cada sitio de muestreo se delimitaron parcelas cuadradas de 100 m^2 de superficie donde se describió estructuralmente la comunidad arbórea. Se registraron todos los individuos arbóreos presentes en cada parcela. Cada individuo se determinó a nivel de especie y se midió el diámetro a la altura del pecho (DAP). Los individuos con un diámetro menor a 5 cm se registraron como renovales. Con estos datos se calculó para cada especie el área basal (m^2/ ha) y densidad (individuos/ha).

Análisis de suelo

Los análisis de suelo se realizaron en el laboratorio perteneciente a la Cátedra de Edafología de la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales de la Universidad Nacional de La Plata. Variables químicas determinadas:

- pH actual (pH): relación suelo:H2O de 1:2,5, determinación potenciométrica (SAMLA, 1995).
- Capacidad de intercambio catiónico (CIC) y bases de intercambio: Extracción con acetato de Amonio (NH4 COO-CH 3) 1N pH7 (SAMLA. SAGPyA, 2004), Determinación de CIC por destilación microKjeldahl, Calcio, (Ca^{++}) y Magnesio (Mg^{++}) por complejometria con EDTA (ácido etilen-diamino tetraacético) y Sodio (Na^{+}) y Potasio (K^{+}) por fotometría de llama.
- La CE fue determinada con un conductímetro digital marca Digicom modelo 2006, sobre extracto obtenido de una pasta saturada, de acuerdo con lo descripto en Rhoades (1999) y en el (SAMLA, SAGPyA, 2004).
- El fosforo (P) fue cuantificado por la metodología de Bray Kurtz Nº1 (IRAM-SAGPyA, 2010)

- El Carbon Orgánico fue cuantificado por la metodología de Walkley & Black (1934) y la Materia Orgánica (MO) multiplicando por el factor 1,724 x C (%).
- La determinación de Nitrógeno total (N) fue realizada por el método de (Kjeldhal) citada por Bremner & Mulvaney (1982).
- Las distintas fracciones texturales se determinaron usando el método del hidrómetro de Bouyoucos (1962).

Análisis estadístico

Los datos fueron procesados con Infostat versión 2016. La normalidad y homocedasticidad de varianzas para los datos de suelo fueron comprobadas con los tests de Shapiro-Wilks y Levene. Para determinar diferencias en las características edáficas entre las tres situaciones de vegetación los datos físico-químicos de suelo se sometieron a un ANOVA. Para las variables pH, CIC, CE, MO, P, K, Na, Mg, arena, limo y arcilla se realizó un ANOVA, mientras que para la variable N se utilizó un ANOVA no paramétrico Kruskal Wallis. Para aquellas determinaciones que mostraron diferencias significativas entre tratamientos se realizó un test a posteriori de Tukey. Se utilizó un nivel de significancia de α=0,1.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Estructura de la comunidad arbórea

En los sitios de bosque nativo (1) se registraron principalmente ejemplares de *C. ehrenbergiana, S. buxifolia* y *J. rhombifolia*, y escasos ejemplares de ligustro. En los sitios mixtos, con un estado de invasión intermedia (2), fueron relevados una mayor cantidad de ejemplares de ligustro sobre el de las especies nativas, tratándose en algunos casos de fustes muertos. En los sitios invadidos (3) se registró mayoritariamente ejemplares de ligustro, acompañados de escasos árboles nativos de gran porte y fustes muertos (Figuras 1 y 2).

Al analizar la densidad total de las especies arbóreas (*C. ehrenbergiana, S. buxifolia, J. rhombifolia* y *L. lucidum*) en los diferentes sitios, se registró que en el bosque nativo (sitio 1) esta fue significativamente menor que en los sitios invadidos (2 y 3) (P=0,0158). Plaza Behr *et al.* (2016) indicaron que una mayor tasa de regeneración de *L. lucidum* en comparación a las nativas provoca que se generen bosques más densos que los del talar nativo. El área basal total, sin embargo, no mostró diferencias entre sitios. En el bosque nativo el número de individuos fue menor que en los sitios invadidos pero los ejemplares registrados fueron de mayor tamaño. Figura 2.

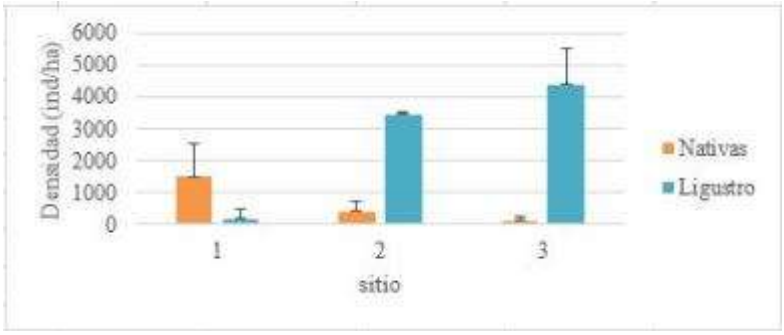


Figura 1: Densidad (individuos/hectárea) de árboles nativos (*Celtis ehrenbergiana, Scutia buxifolia* y *Jodina. rhombifolia*) y de *Ligustrum lucidum* en los tres sitios estudiados: bosque nativo (sitio 1), bosque mixto (sitio 2), bosque invadido (sitio 3).

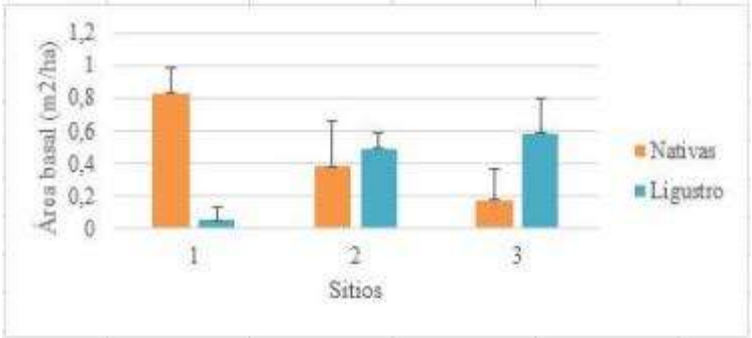


Figura 2: Área basal (m^2/hectárea) de árboles nativos (*Celtis ehrenbergiana, Scutia buxifolia* y *Jodina rhombifolia*) y de *Ligustrum lucidum* en los tres sitios estudiados: bosque nativo (sitio 1), bosque mixto (sitio 2), bosque invadido (sitio 3).

Propiedades del suelo

El análisis de suelo mostró que todos los sitios presentan características texturales similares, arena 83,8% ± 2,56, limo 11,9% ± 3,16, arcilla 4,05% ± 1,08, correspondientes a un suelo franco arenoso. Considerando que los sitios no presentaron diferencias en su composición textural, es posible inferir que las variaciones en las propiedades químicas se deben a las diferencias en la vegetación (Koutika et al., 2007).

Los análisis químicos mostraron pH alcalino, salinidad moderada a alta, CIC alta y una saturación fuerte de Ca^{+2} para todos los sitios (Tabla 1). Se encontraron diferencias significativas entre las tres situaciones de vegetación para el contenido de MO (P=0,0007), N (P=0,032) y P (P= 0,098), que mostraron una tendencia decreciente en relación a la invasión de ligustro (Figura 2).

El contenido de MO fue significativamente mayor en los sitios con vegetación nativa (sitio 1) y duplica al de los sitios con presencia de ligustro (sitios 2 y 3). Del mismo modo, el porcentaje de N es significativamente menor en los sitios con ligustro (sitios 2 y 3) que en los de bosque nativo (sitio 1). Figura 3.

Tabla 1: Análisis de suelo de 0 a 20 cm y de 20 a 40 cm de profundidad para tres situaciones contrastantes de vegetación

	Determinaciones	**Nativo**	**Mixto**	**Invadido**
0 a 20 cm	pH (1:1,25 suelo:agua)	7,62 ± 0,18	7,86 ± 0,30	7,66 ± 0,40
	CE (µS/m)	835,33 ± 159,20	784,33 ± 247,70	724,33 ± 238,11
	CIC (meq/100g de suelo)	21,2 ± 5,35	19,27 ± 4,05	24,23 ± 6,71
	MO (%)	8,04 ± 1,4	3,72 ± 0,09	3,61 ± 0,18
	Nt (%)	0,50 ± 0,01	0,27 ± 0,02	0,21 ± 0,01
	P asimilable (ppm P)	5,66 ± 0,58	3,67 ± 2,08	2,67 ± 1,15
	K^+ (meq/100g de suelo)	2,10 ± 1,05	1,07 ± 0,01	3,70 ± 0,46
	Na^+ (meq/100g de suelo)	0,47 ± 0,06	0,2 ± 0,1	0,50 ± 0,01
	Ca^{++} (meq/100g de suelo)	24,60 ± 6,46	27,23 ± 4,95	19,03 ± 10,11
	Mg^{++} (meq/100g de suelo)	10,83 ± 1,44	14,13 ± 1,44	13,4 ± 2,49
20 a 40 cm	pH(1:1,25 suelo:agua)	7,79 ± 0,12	8,01 ± 0,12	7,76 ± 0,35
	CE (µS/m)	382,33± 5,03	390,67± 50,87	616,67 ± 280,30
	CIC (meq/100g de suelo)	3,85 ± 0,41	3,33 ± 0,24	2,4 ± 0,10
	MO (%)	0,25 ± 0,01	0,35 ± 0,01	0,14 ± 0,00
	Nt (%)	0,14 ± 0,78	0,14 ± 0,64	0,50 ± 0,26
	K^+ (meq/100g de suelo)	0,40 ± 1,73	0,37 ± 0,23	0,17 ± 0,06
	Na^+ (meq/100g de suelo)	18,07 ± 2,35	23,30 ± 1,9	21,37 ± 1,37
	Ca^{++} (meq/100g de suelo)	13,77 ± 4,46	16,27 ± 3,61	10,03 ± 0,55
	Mg^{++} (meq/100g de suelo)	14,33 ± 1,12	14,30 ± 0,89	14,10 ± 2,07

La presencia de ligustro determinó una disminución en los contenidos de MO y N. Si bien en muchos ecosistemas el desarrollo de especies invasoras se ha correlacionado con un aumento en la tasa de descomposición de la hojarasca y de la mineralización de nitrógeno (Liao et al., 2008; Ashton et al. 2005; Feng et al. 2009), es posible que la hojarasca de ligustro tenga una tasa de descomposición menor que la de los árboles nativos del talar. Se han reportado casos de otras especies invasoras que concuerdan con estos resultados, como sucede con las herbáceas *Heracleum mantegazzianum* y *Fallopia japónica* (Koutika et al., 2007).

El contenido de P en el suelo fue significativamente mayor en el bosque nativo (sitio 1) que en aquellos con presencia de la invasora (sitios 2 y 3) (Fig. 3), mostrando la misma tendencia que la MO y el N. El contenido de P en el suelo es producto de la mineralización de MO. En nuestro estudio la abundancia de individuos fue mayor en los sitios 2 y 3, la toma y retención de P por parte de la vegetación por unidad de área en estos sitios sería la causa de la disminución de disponibilidad de este nutriente en el suelo. La reducción en la concentración de P extraíble en los sitios invadidos podría ser el resultado de una alta productividad de biomasa subterránea por parte del ligustro (Chapuis-Lardy et al., 2006; Dassonville et al., 2008).

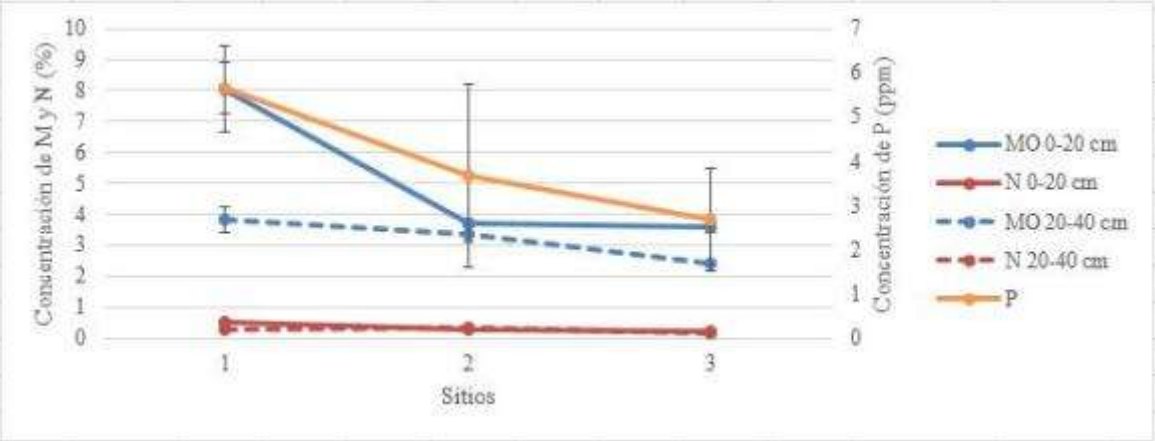


Figura 3. Concentración de P (ppm), MO y N (%) a lo largo del gradiente de vegetación arbórea.

El conjunto de cambios en el ecosistema provocado por las especies invasoras puede generar condiciones aptas para el avance de la invasión y prevenir el re-establecimiento de las especies nativas. Es importante destacar que los cambios en las propiedades edáficas causados por las plantas invasoras pueden estar relacionados con alteraciones en las comunidades microbianas del suelo, este aspecto debe ser profundizado en futuros estudios. La magnitud y dirección de estas alteraciones depende de las características de la especie invasora y las propiedades del suelo del ecosistema receptor (Stefanowicz et al. 2017)

CONCLUSIONES

El presente estudio demuestra que la invasión de ligustro modifica las propiedades químicas del suelo, reduciendo el contenido de MO, N y P. Se requieren futuros estudios para determinar las causas de estos cambios, que podrían estar relacionadas con la composición de la hojarasca de la invasora, su tasa de caída y descomposición, la productividad subterránea, modificaciones en la microbiota del suelo o las variaciones estacionales en la toma de nutrientes.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue financiado por la Agencia de Promoción Científica y Tecnológica (PICT 0677-Préstamo BID), CONICET y Universidad Nacional de La Plata (11/N 773).

BIBLIOGRAFÍA

- Arturi, MF. 1997. Regeneración de *Celtis tala* y su relación con el pastoreo, la cobertura herbácea y arbórea en el NE de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Ecología Austral 7: 3-12.
- Ashton, IW; Hyatt, LA; Howe, KM; Gurevitch, J & MT Lerdau. 2005. Invasive species accelerate decomposition and litter nitrogen loss in a mixed deciduous forest. Ecol. Appl. 15: 1263–1272.
- Bremner, JM & SC Mulvaney. 1982. Nitrogen total. In: Page, AL; Miller RH & DR Keeney (eds). Methods of Soil Analysis. Part II. Am. Soc. Agron. No 9 in Agronomy Series. Madison, Wisconsin. USA. pp: 595–624.
- Bouyoucos, GJ. 1962. Hydrometer method for making particle size analisis de soils. Agrom. Jor. 54:464-465.
- Cabrera, AL. 1949. Las comunidades vegetales de los alrededores de La Plata (Provincia de Buenos Aires, República Argentina). Lilloa 20: 269-376.
- Cavallotto, JL. 1995. Evolución de la costa del Río de La Plata. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP.
- Chapuis-Lardy, L; Vanderhoeven, SO; Dassonville, N; Koutika LS; & P Meerts. 2006. Effect of the exotic invasive plant *Solidago gigantea* on soil phosphorus status. Biology and Fertility of Soils. 42(6): 481-489.
- Cortéz, MG; Pérez, CA; Pressuti, M & M Arturi. 2009. Cambios en la superficie boscosa y biomasa forrajera en los talares de Magdalena y Punta Indio. En: Athor, J (ed). Parque Costero del Sur: Magdalena y Punta Indio, provincia de Buenos Aires: naturaleza, conservación y patrimonio cultural. Pp 92-103. Fundación de historia Natural "Félix de Azara". Buenos Aires. 528.
- Dascanio, LM; Barrera, MD & JL Frangi, J.L. 1994. Biomass structure and dry matter dynamics of subtropical alluvial and exotic Ligustrum forests at the Río de la Plata, Argentina. Vegetatio 115: 61-76.

- Dassonville, N; Vanderhoeven, S; Vanparys, V; Hayez, M; Gruber, W & P Meerts. 2008. Impacts of alien invasive plants on soil nutrients are correlated with initial site conditions in NW Europe. Oecologia, 157(1): 131-140.
- Enoki, T & DR Drake. 2017. Alteration of soil properties by the invasive tree *Psidium cattleianum* along a precipitation gradient on O'ahu Island, Hawai'i. Plant Ecology 218(8): 947-955.
- Feng, Y; Lei, Y; Wang, R; Callaway, RM; Valiente-Banuet, A; Inderjit Li, Y & Y Zheng. 2009. Evolutionary tradeoffs for nitrogen allocation to photosynthesis versus cell walls in an invasive plant. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 106: 1853–1856.
- Goya, J; Placci, G; Arturi, M & A Brown. 1992. Distribución y características estructurales de los Talares de la Reserva de Biosfera "Parque costero del sur". Revista de la Facultad de Agronomía (La Plata) 68: 53-64.
- Haene, E; De Francesco, V; Ostrosky, C & A Di Giacomo. 2003. La Reserva Natural Otamendi, descripción general. Temas de Naturaleza y Conservación. Monografía de aves argentinas n° 3.
- Hughes RF & JS Denslow. 2005. Invasion by a N2-fixing tree alters function and structure in wet lowland forests of Hawaii. Ecol. Appl. 15: 1615–1628.
- Hughes RF & A Uowolo. 2006. Impacts of *Falcataria moluccana* invasion on decomposition in Hawaiian lowland wet forests: the importance of stand-level controls. Ecosystems 9: 977–991.
- Hurtado, M & JA. Ferrer. 1988. Guía de Campo de las Segundas Jornadas de Suelos de la Región Pampeana. La Plata, Argentina.
- IRAM-SAGyP. 2010. Norma 29570-1. Calidad ambiental. Calidad de suelo. Determinación de fósforo extraíble en suelos. Parte 1 – Método Bray Kurtz 1 modificado (Extracción con fluoruro de amonio ác. clorhídrico).
- IRAM-SAGyP 2004. Norma 29577-1. Calidad ambiental. Calidad de suelo. Determinación de capacidad de intercambio catiónico y cationes básicos intercambiables. Parte 1: extracción con acetato de amonio pH 7.
- Koutika, LS; Vanderhoeven, S; Chapuis-Lardy, L; Dassonville, N & P Meerts. 2007. Assessment of changes in soil organic matter after invasion by exotic plant species. Biology and Fertility of Soils 44(2): 331-341.
- Kueffer C; Klingler G; Zirfass K; Schumacher E; Edwards PJ & S Güsewell. 2008. Invasive trees show only weak potential to impact nutrient dynamics in phosphorus-poor tropical forests in the Seychelles. Funct Ecol 22: 359–366.
- Liao, C; Peng, R; Luo, Y; Zhou, X; Wu, X; Fang, C; Chen, J; & B Li. 2008. Altered ecosystem carbon and nitrogen cycles by plant invasion: a meta-analysis. New Phytol. 177: 706–714.
- Plaza Behrh, MC; Pérez, CA; Goya, JF; Azcona, M & MF Arturi. 2016. Plantación de *Celtis ehrenbergiana* como técnica de recuperación de bosques invadidos por *Ligustrum lucidum* en los talares del NE de Buenos Aires. Ecología austral. 26(2): 171-177.
- Ribichich, AM & J Protomastro. 1998. Woody vegetation structure of xeric forest stands under different edaphic site conditions and disturbance histories in the Biosphere Reserve Parque Costero del Sur, Argentina. Plant Ecology 139(2): 189-201.
- Rhoades, J, F Chanduvi, and S Lesch. 1999. Soil Salinity Assessment Methods and Interpretation of Electrical Conductivity Measurements. Roma.
- SAMLA. 1995. Sistema de Apoyo Metodológico de Laboratorios de Análisis de Suelos y Aguas.
- Sánchez, O; Ferrer JA, Duymovich, OA & MA Hurtado. 1976. Estudio pedológico integral de los Partidos de Magdalena y Brandsen (Provincia de Buenos Aires). Anales del LEMIT Serie II N° 310, Ministerio de Obras Públicas de la Provincia de Buenos Aires.
- Stefanowicz, AM; Stanek, M; Nobis, M & S Zubek. 2017. Few effects of invasive plants *Reynoutria japonica, Rudbeckia laciniata* and *Solidago gigantea* on soil physical and chemical properties. Science of the Total Environment. 574: 938-946.
- Tricart, J. 1973. Geomorfología de la Pampa Deprimida: base para los estudios edafológicos y agronómicos. Plan Mapa de Suelos de la Región Pampeana. XII Colección Científca del INTA. Buenos Aires.
- Walkley, A & IA Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37: 29–38.
- Weidenhamer, JD & RM Callaway. 2010. Direct and indirect effects of invasive plants on soil chemistry and ecosystem function. Journal of chemical ecology. 36(1): 59-69.
- Zamora Nasca, L; Montti, L; Grau, R & L Paolini. 2014. Efectos de la invasión del ligustro, *Ligustrum lucidum*, en la dinámica hídrica de las Yungas del noroeste Argentino. Bosque 35(2): 195-205.

C3P2. CAÑA DE AZÚCAR: FERTILIZACIÓN NITROGENADA DE BAJO IMPACTO AMBIENTAL

Alonso, Luis G.; Leggio Neme, M. Fernanda; Fernández González, Pablo E.; Quintana, Diego y Romero, Eduardo R.

Agronomía de Caña de Azúcar, Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres. Av. William Cross 3150 – CP 4101. Las Talitas, Tucumán. lgalonso@eeaoc.org.ar

RESUMEN

La fertilización nitrogenada de la caña de azúcar en Tucumán - Argentina resulta una práctica fundamental para la obtención de cañaverales de alto rendimiento. El fertilizante nitrogenado más utilizado mundialmente es la urea (46% de Nitrógeno). Diferentes estudios demuestran que este fertilizante presenta grandes pérdidas de N por volatilización, lo que genera un impacto ambiental negativo (gases de efecto invernadero y acidificación, entre otros). Dichas pérdidas se minimizan cuando la urea es incorporada al suelo, práctica que resulta -energética y económicamente- muy costosa. Estudiar alternativas de menor impacto ambiental, que puedan aplicarse en superficie y que mantengan o mejoren los rendimientos, es un desafío importante en todo el mundo. El nitrato de amonio calcáreo (CAN) es un fertilizante que contiene N (27%) en dos formas químicas, nitrato y amonio, de rápida disponibilidad y bajo riesgo de volatilización. La Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres (EEAOC) junto a Yara Argentina han emprendido ensayos con CAN para la evaluación en caña de azúcar. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del CAN aplicado en superficie sobre el rendimiento cultural y fabril de la caña de azúcar. Se establecieron 10 ensayos en diferentes localidades del área cañera de Tucumán durante 2014, 2015 y 2016. Los tratamientos fueron: testigo sin fertilizar, urea incorporada en su dosis convencional (250 kg/ha = 115 kg N/ha), CAN 250 kg/ha (67 kg N/ha) y CAN 425 kg/ha (115 kg N/ha). El diseño experimental fue en bloques al azar con tres repeticiones. Las parcelas fueron de 480 m^2, constituidas por cuatro surcos de 75 m de largo y distanciados a 1,60 m. Los tratamientos se aplicaron con equipos para abonos sólidos de dos surcos, colocando el fertilizante en ambos costados del surco cuando estos fueron incorporados al suelo, y colocando las mangueras de los bajadores sobre la línea del surco cuando se aplicaron en superficie. Se realizó un análisis de la varianza de los resultados y un test de comparación de medias (LSD de Fisher, nivel de significancia 5%), utilizando el software InfoStat. Previo a la cosecha se evaluaron los parámetros de población y peso de tallos, con lo que se estimó el rendimiento cultural. Además, se evaluó la calidad de los jugos y se estimó el rendimiento fabril. Todos los tratamientos tuvieron un incremento significativo de los valores de rendimiento cultural con respecto al testigo sin fertilizar. Estos rondaron entre el 22 y 28%, pero no hubo diferencia significativa entre ellos. No se observaron efectos negativos de este fertilizante en la calidad del jugo de caña de azúcar y, en cuanto al rendimiento fabril, no hubo diferencias de los tratamientos con el testigo. Estos resultados demuestran la factibilidad del reemplazo de la urea por un fertilizante nitrogenado que logra rendimientos similares. Además, al hacerlo con una dosis menor de nitrógeno y permitir su aplicación sobre la superficie del suelo, sin necesidad de equipos de gran potencia, se transforma en una alternativa de menor impacto ambiental.

Palabras claves: nitrato de amonio calcáreo, urea, sustentabilidad.

C3P3. RESPUESTA A LA FERTILIZACION NITROGENADA EN TRIGO DEL SURESTE Y CENTRO DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES

Álvarez, Lucila[1]; Pugliese, Guillermo[2]; Saks, Matías [2*] y Noellemeyer, Elke[1]

[1]Facultad de Agronomía, UNLPam, Santa Rosa L.P., CC 300.
[2]Bunge Argentina S.A.
[*]autor para correspondencia: matias.saks@bunge.com

RESUMEN

La introducción masiva de germoplasma de trigo con alto potencial de rendimiento aumentó la productividad de este cultivo, pero tuvo un efecto negativo sobre la calidad de grano. Entre las campañas 2007 y 2013 se realizaron 26 ensayos de fertilización localizados en tres áreas geográficas de la provincia de Buenos Aires denominadas centro norte, centro sur y Mar y Sierras. En cada sitio experimental se realizaron 13 tratamientos de fertilización, en donde se evaluaron 4 niveles de disponibilidad de Nitrógeno $(N)_{suelo\ +\ fertilizante}$ (0, 120, 160 y 200 kgs de N ha^{-1}), utilizando como fuente nitrogenada Urea y Solución liquida de Urea y Nitrato de Amonio (UAN). En cada tratamiento de fertilización nitrogenada en estadios de desarrollo Zadoks 39 se aplicó 30 kg de N ha^{-1}. El diseño utilizado fue en bloques completamente aleatorizados con cuatro repeticiones. En la zona Centro Norte los rendimientos promedio variaron entre un mínimo de 2,9 Mg ha^{-1} y un máximo de 4,8 Mg ha^{-1}; en la zona Centro Sur entre 3,5 Mg ha^{-1}y 5,3 Mg ha^{-1}; y en la zona de Mar y Sierras entre 4,7 Mg ha^{-1} y 6,5 Mg ha^{-1}. Por otra parte, se observa a nivel de región que existen diferencias significativas ($p<0,05$) entre el tratamiento testigo y el tratamiento de fertilización de 160 y 200 kg ha^{-1} de $N_{(suelo+fertilizante),}$ indicando que la mayor oferta de N permite incrementar el rendimiento de trigo. Los resultados mostraron que la productividad y el contenido de proteínas del cultivo de trigo fue afectada por la disponibilidad de nitrógeno, incidiendo positivamente la fuente UAN sobre el rendimiento de grano y el contenido de proteínas.

Palabras claves: rendimiento, nitrógeno foliar, contenido de proteínas

INTRODUCCIÓN

La introducción masiva de germoplasma de trigo con alto potencial de rendimiento aumentó la productividad de este cultivo, pero tuvo un efecto negativo sobre la calidad de grano. Esta tendencia fue notable en las últimas décadas no solamente en Argentina sino también en otros países como por ejemplo España (Sanchez-Garcia *et al.*, 2015). De ahí surge la necesidad de actualizar la información sobre las respuestas a la fertilización nitrogenada, ya que ésta varía en función del germoplasma, del clima y otros factores (Bakker *et al.*, 2005; Scian & Bouza, 2005). Resultados de estudios recientes muestran respuestas a la fertilización con Nitrógeno (N) y el efecto de la aplicación postergada de N foliar en contenido de proteínas (Varga & Svečnjak , 2006; Kichey *et al.*, 2007). Aparentemente se enfrenta el dilema de tener que elegir entre alto rendimiento o alta calidad en trigo. Esto induce a pensar si no es posible lograr altos rendimientos con alta calidad. El objetivo de este trabajo fue evaluar la productividad y respuesta a la fertilización nitrogenada sobre el rendimiento de grano de trigo y contenido de proteínas en Molisoles del Suroeste y Sudeste Bonaerense.

MATERIALES Y MÉTODOS

Entre las campañas 2007 y 2013 se realizaron 26 ensayos de fertilización localizados en tres áreas geográficas de la provincia de Buenos Aires denominadas centro norte, centro sur y Mar y Sierras. En cada sitio experimental se realizaron 13 tratamientos de fertilización, en donde se evaluaron 4 niveles de disponibilidad de $N_{suelo\ +\ fertilizante}$ (0, 120, 160 y 200 kgs de N ha^{-1}), utilizando como fuente nitrogenada Urea y Solución liquida de Urea y Nitrato de Amonio (UAN). En cada tratamiento de fertilización nitrogenada en estadios de desarrollo Zadoks 39 (Zadoks et al., 1974) se aplicó 30 kg de N ha^{-1}, utilizando como fuente solución de Urea líquida al 43 % de bajo biuret (<0,3%). El diseño utilizado fue en bloques completamente aleatorizados con cuatro repeticiones y la unidad experimental fue de 12 m^2 de superficie. En todos los sitios al momento de la siembra se aplicaron entre 18 y 25 kg de Fósforo ha^{-1}. En cada sitio, se extrajeron muestras de 0-20 cm para determinación de materia orgánica (Walkley & Black, 1934), Fósforo extractable (Bray & Kurtz, 1945) y pH en una relación suelo:agua (1:2,5) potenciométricamente con un electrodo de vidrio. El contenido de nitratos se determinó a tres profundidades (0-20, 20-40 y 40-60 cm) con extracto acuoso con sulfato de calcio y determinación por colorimetría con ácido cromotrópico. En estadios de madurez fisiológica se determinó por cosecha manual (1,6 m^2) y trilladora estacionaria la producción de granos y el material fue molido para determinar el contenido de proteína (Kjeldahl). Las medias de las variables evaluadas se compararon a través de un análisis de la

varianza (ANOVA). Cuando las diferencias entre tratamientos fueron significativas (p<0,05) se utilizó la prueba de diferencias de medias. Además se analizó la asociación entre variables estableciendo la significancia estadística (Di Rienzo *et al.*, 2009).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los rendimiento de trigo en la zona Mar y Sierras entre los años 2007 y 2013 variaron entre un máximo de 8 y un mínimo de 3,8 Mg ha^{-1}. Los rendimientos promedio de los testigos para cada localidad fueron 4,9 y 4,2 Mg ha^{-1} para Balcarce y Lobería respectivamente mientras que para Chapadmalal, Mar del Plata y Pieres se dispone de un solo año de datos, con valores de 6,3; 4,7 y 3,8 Mg ha^{-1} respectivamente.

En esta zona se encontró respuesta en rendimiento a la aplicación de 120 kg ha^{-1} de N en macollaje temprano, excepto en el año 2009 en Lobería. En general no hubo diferencias significativas entre la aplicación de 120 kg ha^{-1} y 160 kg ha^{-1} de N. En ningún caso se encontraron diferencias significativas en rendimiento con aplicaciones de 200 kg ha^{-1} de N. Por otro lado, se observó una tendencia a mayores rindes utilizando como fuente nitrogenada UAN.

Tabla 1: Rendimiento promedio de trigo (Mg ha^{-1}) a 3 dosis de fertilización nitrogenada (N 120, 160 y 200 kg ha^{-1}) y dos fuentes (urea y UAN) para cada localidad.

Localidad	T	120 N urea	120 N UAN	160 N urea	160 N UAN	200 N urea	200 N UAN
Lobería	4,2 b	4,6 c	4,7 c	4,9 c	5,0 b	5,0 b	5,2 b
Pieres	3,8 b	5,1 cb	5,1 cb	5,3 cb	5,4 b	5,5 b	5,7 b
Mar del Plata	4,7 ba	5,2 cba	5,4 cba	5,3 cb	5,4 b	5,5 b	5,6 b
Balcarce	4,9 ba	6,0 ab	6,2 ba	6,8 ba	7,0 a	7,1 a	7,3 a
Chapadmalal	6,3 a	7,1 a	7,2 a	7,6 a	7,8 a	7,9 a	8,0 a

Diferentes letras dentro de una misma columna indican diferencias significativas (p<0,05).

Chapadmalal se destacó entre las diferentes localidades en la zona Mar y Sierras con mayores rendimientos para cada uno de los tratamientos, pero sin diferencias significativas con respecto a Balcarce y Mar del Plata hasta la dosis de 160 kg ha^{-1} de urea. A partir de la dosis de 160 kg ha^{-1} aplicado con UAN y en la dosis de 200 kg ha^{-1} con ambas fuentes de N se observó mores respuestas en las localidades de Lobería, Pieres y Mar del Plata, comparadas con Balcarce y Chapadmalal. Los rendimientos de trigo en la zona Centro Sur entre los año 2007 y 2013 variaron entre un máximo de 6,9 Mg ha^{-1} y un mínimo de 2,7 Mg ha^{-1} (Tabla 1). Los rendimientos promedio de los testigos fueron 3,4 Mg ha^{-1}, 3,9 Mg ha^{-1} y 3,2 Mg ha^{-1} para San Cayetano, Tres Arroyos y Coronel Suárez, respectivamente. Para Dorrego se dispone de un solo año de datos. Se encontró respuesta en rendimiento a la aplicación de 120 kg ha^{-1} de N en macollaje temprano en todos los casos excepto en 2007 en Dorrego y 2008 en Coronel Suárez. En general no hubo diferencias significativas entre la aplicación de 120 kg ha^{-1} y 160 kg ha^{-1} de N, excepto en 2010 en San Cayetano, Tres Arroyos y Coronel Suárez, y en 2011 en San Cayetano. No se encontraron diferencias significativas en rendimiento con aplicaciones de 200 kg ha^{-1} de N.

Se observó una tendencia a mayores rendimientos con la aplicación de UAN como fuente nitrogenada. Dentro de esta zona, Tres Arroyos fue la localidad dónde se observaron los mayores rendimientos en todos los tratamientos. (Tabla 2), que solamente en algunos casos fueron igualados en San Cayetano. Tanto Coronel Dorrego como también Coronel Suárez tuvieron rendimientos consistentemente menores.

Tabla 2: Rendimiento promedio de trigo (Mg ha^{-1}) a 3 dosis de fertilización nitrogenada (N 120, 160 y 200 kg ha^{-1}) y dos fuentes (urea y UAN) para cada localidad de la zona Centro Sur.

Localidad	T	120 N urea	120 N UAN	160 N urea	160 N UAN	200 N urea	200 N UAN
Coronel Dorrego	2,7 b	3,0 b	3,2 c	3,4 b	3,4 c	3,5 d	3,5 c
Coronel Suárez	3,2 b	3,6 b	3,8 c	4,1 b	4,2 c	4,4 c	4,5 b
San Cayetano	3,4 b	4,3 a	4,4 b	4,9 a	4,9 b	5,1 b	5,4 a
Tres Arroyos	3,9 a	4,7 a	4,9 a	5,3 a	5,5 a	5,7 a	5,9 a

Diferentes letras dentro de una misma columna indican diferencias significativas (p<0,05).

Los rendimientos de trigo en la zona Centro Norte variaron entre un mínimo de 2,8 Mg ha^{-1} en el año 2012 en Saladillo y un máximo de 5,4 Mg ha^{-1} en el mismo año y localidad. Los rendimientos de los testigos fueron 3,1 Mg ha^{-1} para Bolívar en 2011 y 2,8 Mg ha^{-1} para Saladillo en 2012. Para los tratamientos con aplicación de N los rendimientos fueron significativamente mayores en Saladillo.

En el año 2012 en Saladillo se encontraron diferencias significativas en rendimiento entre los tratamientos con aplicaciones de 120 kg ha^{-1} y 160 kg ha^{-1} de N. No se encontraron diferencias significativas con la aplicación de 200 kg ha^{-1} de N. Al igual que en las otras zona, se observó una tendencia a mayores rendimientos con UAN, en el caso de los tratamientos donde se aplicaron 160 kg ha^{-1} de N. Cuando se compararon los rendimientos entre las dos localidades de esta zona, no se encontraron diferencias entre los testigos, pero Saladillo mostró mayores rendimientos que Bolívar para todos los tratamientos de fertilización (Tabla 3).

Tabla 3: Rendimiento promedio de trigo (Mg ha^{-1}) a 3 dosis de fertilización nitrogenada (N 120, 160 y 200 kg ha^{-1}) y dos fuentes (urea y UAN) para cada localidad.

Localidad	T	120 N urea	120 N UAN	160 N urea	160 N UAN	200 N urea	200 N UAN
Bolívar	3,1 a	3,5 b	3,6 b	3,8 b	3,9 b	4,0 b	4,2 b
Saladillo	2,8 a	4,1 a	4,2 a	4,9 a	5,0 a	5,4 a	5,4 a

Diferentes letras dentro de una misma columna indican diferencias significativas (p<0,05).

La comparación del rendimiento y de la respuesta del trigo a la fertilización nitrogenada en macollaje entre las tres zonas mostró que en la zona Mar y Sierras se hallaron rendimientos promedio significativamente mayores, mientras que entre las otras dos zonas las diferencias no fueron significativas (Tabla 4).

Tabla 4: Rendimiento promedio de trigo (Mg ha^{-1}) a 3 dosis de fertilización nitrogenada (N 120, 160 y 200 kg ha^{-1}) y dos fuentes (urea y UAN) para cada zona.

Zona	T	120 N urea	120 N UAN	160 N urea	160 N UAN	200 N urea	200 N UAN
Centro Norte	2,9 b	3,8A b	3,9A b	4,3 Ab	4,5A b	4,7 Ab	4,8A b
Centro Sur	3,5A b	4,2AB b	4,4ABC b	4,8BC b	4,9BC b	5,1BC b	5,3C b
Mar y Sierras	4,7A a	5,6A a	5,7A a	6,1A a	6,2A a	6,3A a	6,5A a
Region	4,0 A	4,8 AB	4,9 AB	5,3 B	5,4 B	5,6 B	5,8 B

Diferentes letras dentro de una misma columna indican diferencias significativas (p<0,05).

En la zona Centro Norte los rendimientos promedio variaron entre un mínimo de 2,9 Mg ha^{-1} y un máximo de 4,8 Mg ha^{-1}; en la zona Centro Sur entre 3,5 Mg ha^{-1}y 5,3 Mg ha^{-1}; y en la zona de Mar y Sierras entre 4,7 Mg ha^{-1} y 6,5 Mg ha^{-1}. Por otra parte, se observa a nivel de región que existen diferencias significativas (p<0,05) entre el tratamiento testigo y el tratamiento de fertilización de 160 y 200 kg ha^{-1} de $N_{(suelo+fertilizante),}$ indicando que la mayor oferta de N permite incrementar el rendimiento de trigo no existiendo diferencias por la fuente de N utilizada.

En la zona de Mar y Sierras no se encontró respuesta en rendimiento a la aplicación postergada de 30 kg ha^{-1} de N Foliarsol en estado de HB (Tabla), excepto en casos aislados como en el año 2011 en Balcarce, donde se observaron diferencias significativas sólo con dosis basales de 120 kg ha^{-1} de N en macollaje temprano.

Tabla 5: Rendimiento promedio de trigo (Mg ha^{-1}) con fertilización foliar postergada en estado de HB (N 30 kg ha^{-1} Foliarsol) a 3 dosis basales de fertilización nitrogenada (N 120, 160 y 200 kg ha^{-1}) y dos fuentes (urea y UAN) para cada localidad de la zona Mar y Sierras.

Tratamiento	Balcarce			Lobería		Mar del Plata	Pieres
	2007	2010	2011	2008	2009	2009	2007
T	3,7 b	7,5 b	4,6 c	3,7 b	3,4 a	4,7 b	3,8 b
120 urea	5,1 a	9,2 a	5,5 b	4,3 a	3,7 a	5,2 a	5,1 a
120 urea + 30 N Foliarsol	5,2 a	9,7 a	6,0 a	4,4 a	3,7 a	5,3 a	5,2 a
120 UAN	5,1 a	9,3 a	5,6 b	4,4 ba	3,8 a	5,3 a	5,1 a
120 UAN + 30 N Foliarsol	5,3 a	9,8 a	6,2 a	4,6 a	3,9 a	5,4 a	5,3 a
160 urea	5,4 a	9,9 a	6,5 a	4,5 a	4,0 a	5,3 a	5,3 a
160 urea + 30 N Foliarsol	5,6 a	10,0 a	6,8 a	4,5 a	4,1 a	5,4 a	5,6 a
160 UAN	5,6 a	10,0 a	6,7 a	4,5 a	4,2 a	5,4 a	5,4 a
160 UAN + 30 N Foliarsol	5,7 a	10,1 a	6,9 a	4,5 a	4,2 a	5,4 a	5,5 a
200 urea	5,6 a	10,1 a	6,9 a	4,5 a	4,2 a	5,5 a	5,5 a
200 urea + 30 N Foliarsol	5,6 a	10,2 a	6,9 a	4,5 a	4,2 a	5,5 a	5,6 a
200 UAN	5,7 a	10,3 a	6,9 a	4,5 a	4,3 a	5,6 a	5,7 a
200 UAN + 30 N Foliarsol	5,7 a	10,3 a	7,0 a	4,6 a	4,3 a	5,6 a	5,8 a

Diferentes letras dentro de una misma columna indican diferencias significativas (p<0,05).

En la zona Centro Sur, en general, no se encontró respuesta en rendimiento a la aplicación postergada de 30 kg ha-1 de N Foliarsol (Tabla 6). Se observaron casos aislados como en el año 2010 en San Cayetano, donde hubo diferencias significativas cuando se aplicaban dosis basales de 120 kg ha-1 y 160 kg ha-1de N (UAN) en macollaje temprano. También se hallaron diferencias significativas para dosis basales de 120 kg ha-1 de N como urea en macollaje temprano. En el año 2010 en Coronel Suárez, de la misma manera se encontraron diferencias significativas para dosis basales de 120 kg ha-1 de N proveniente de ambas fuentes (UAN y urea) en macollaje temprano.

Tabla 6: Rendimiento promedio de trigo (Mg ha^{-1}) con fertilización foliar postergada en estado de HB (N 30 kg ha^{-1} Foliarsol) a 3 dosis basales de fertilización nitrogenada (N 120, 160 y 200 kg ha^{-1}) y dos fuentes (urea y UAN) para cada localidad de la zona Centro Sur.

Tratamiento	San Cayetano			Dorrego	Tres Arroyos				Coronel Suárez		
	2007	2010	2011	2007	2008	2009	2010	2011	2007	2008	2010
T	2,7 b	4,1 b	3,3 c	2,7 a	3,8 b	4,1 b	4,2 b	2,8 b	3,1 a	3,0 b	3,6 c
120 urea	3,7 a	5,1 a	4,0 b	3,0 a	4,5 a	5,0 a	5,3 a	3,6 a	3,7 a	3,2 ab	4,0 b
120 urea + 30 N Foliarsol	4,0 a	5,6 a	4,5 a	3,1 a	4,7 a	5,4 a	5,8 a	3,9 a	3,8 a	3,5 a	4,3 a
120 UAN	3,9 a	5,1 a	4,2 a	3,2 a	4,6 a	5,2 a	5,5 a	3,7 a	3,9 a	3,3 a	4,0 b
120 UAN + 30 N Foliarsol	4,0 a	5,8 a	4,7 a	3,4 a	4,8 a	5,6 a	5,9 a	4,0 a	4,2 a	3,5 a	4,3 a
160 urea	4,0 a	5,8 a	4,8 a	3,4 a	4,8 a	5,8 a	6,2 a	4,1 a	4,3 a	3,4 a	4,4 a
160 urea + 30 N Foliarsol	4,0 a	6,3 a	5,2 a	3,4 a	5,0 a	6,2 a	6,4 a	4,3 a	4,5 a	3,5 a	4,7 a
160 UAN	4,0 a	5,9 a	5,0 a	3,4 a	4,9 a	5,9 a	6,5 a	4,3 a	4,5 a	4,3 a	4,5 a
160 UAN + 30 N Foliarsol	4,1 a	6,5 a	5,4 a	3,5 a	5,0 a	6,4 a	6,6 a	4,4 a	4,8 a	3,6 a	4,9 a
200 urea	4,0 a	6,2 a	5,2 a	3,4 a	5,1 a	6,3 a	6,8 a	4,5 a	4,7 a	3,6 a	4,8 a
200 urea + 30 N Foliarsol	4,3 a	6,5 a	5,4 a	3,5 a	5,1 a	6,4 a	6,9 a	4,6 a	4,8 a	3, 7 a	4,8 a
200 UAN	4,3 a	6,3 a	5,5 a	3,5 a	5,2 a	6,5 a	6,9 a	4,8 a	4,9 a	3,7 a	5,0 a
200 UAN + 30 N Foliarsol	4,3 a	6,6 a	5,6 a	3,5 a	5,2 a	6,7 a	7,0 a	4,8 a	5,1 a	3,7 a	5,0 a

Diferentes letras dentro de una misma columna indican diferencias significativas (p<0,05).

En la zona Centro Norte se contó sólo con datos de Bolívar en el año 2011, donde no se encontró respuesta en rendimiento a la aplicación postergada de 30 kg ha^{-1}de N (Datos no presentados). Los casos aislados de respuesta en rendimiento a la aplicación postergada de 30 kg ha^{-1} de N (Foliarsol), en general se observaron a bajas dosis de N basales en macollaje. En la zona de Mar y Sierras, en general, se encontró respuesta en el porcentaje de proteína en grano con la aplicación extra de 30 kg ha^{-1} de N Foliarsol (Tabla 7), exceptuando los años 2007 en Balcarce y 2011 en la misma localidad para los casos en que se aplicaron dosis basales de 120 kg ha^{-1}de N (urea) y 160 kg ha^{-1} de N (urea y UAN) en macollaje temprano. El porcentaje más bajo de proteína fue de 7,33% y el valor más alto de 12,40%.

Tabla 7: Proteína en grano (%) con fertilización foliar postergada en estado de HB (N 30 kg ha^{-1} Foliarsol) a 3 dosis basales de fertilización nitrogenada (N 120, 160 y 200 kg ha^{-1}) y dos fuentes (urea y UAN) para cada localidad de la zona Mar y Sierras.

Tratamiento	Balcarce			Pieres
	2007	2010	2011	2007
T	9,38 b	8,33 c	7,33 c	8,85 b
120 urea	10,63 a	8,80 b	8,08 b	9,33 b
120 urea + 30 N Foliarsol	10,68 a	9,55 a	8,90 a	10,43 a
120 UAN	10,48 a	8,85 b	8,38 a	9,58 b
120 UAN + 30 N Foliarsol	10,93 a	9,70 a	8,95 a	10,60 a
160 urea	10,95 a	9,40 b	9,13 a	10,60 b
160 urea + 30 N Foliarsol	11,43 a	10,10 a	9,38 a	11,48 a
160 UAN	11,30 a	9,45 b	8,80 a	10,58 b
160 UAN + 30 N Foliarsol	11,48 a	10,10 a	9,45 a	11,73 a
200 urea	11,50 a	10,15 b	9,28 b	11,40 b
200 urea + 30 N Foliarsol	12,20 a	10,68 a	10,28 a	12,40 a
200 UAN	11,43 a	10,13 b	9,33 b	11,28 b
200 UAN + 30 N Foliarsol	12,23 a	10,78 a	10,40 a	12,33 a

Diferentes letras dentro de una misma columna indican diferencias significativas ($p<0,05$).

En la zona Centro Sur, se encontró respuesta en el porcentaje de proteína en grano con la aplicación postergada de 30 kg ha^{-1} de N Foliarsol, excepto en algunos casos (Tabla 8). Los valores de proteína en grano variaron en un amplio rango entre un mínimo de 8,43% a un máximo de 15,20%.

En la zona Centro Norte sólo se contó con datos del año 2011 en Bolívar, donde también se encontró respuesta en el porcentaje de proteína en grano con la aplicación de 30 kg ha^{-1} de N Foliarsol en HB, para las tres dosis basales de N (datos no presentados).

Tabla 8: Proteína en grano (%) con fertilización foliar postergada en estado de HB (N 30 kg ha^{-1} Foliarsol) a 3 dosis basales de fertilización nitrogenada (N 120, 160 y 200 kg ha^{-1}) y dos fuentes (urea y UAN) para cada localidad de la zona Centro Sur.

Tratamiento	San Cayetano			Dorrego	Tres Arroyos		Coronel Suárez		Bolívar
	2007	2010	2011	2007	2010	2011	2007	2010	2011
T	9,40 b	9,90 b	8,43 b	9,80 c	8,65 b	8,93 c	10,38 a	9,11 c	9,38 b
120 urea	10,68 a	10,20 b	8,58 ba	11,88 b	8,70 b	9,65 b	10,60 a	9,50 b	9,58 b
120 urea + 30 N Foliarsol	10,85 a	11,05 a	9,03 a	12,85 a	9,68 a	10,85 a	11,08 a	10,30 a	10,03 a
120 UAN	10,78 a	10,28 b	8,73 b	12,23 a	8,80 b	9,60 b	10,69 ba	9,56 b	9,78 b
120 UAN + 30 N Foliarsol	11,23 a	11,55 a	9,38 a	12,30 a	9,78 a	10,83 a	10,88 a	10,63 a	10,45 a
160 urea	11,50 b	10,90 b	8,93 b	13,53 b	9,78 b	10,73 b	11,03 a	10,15 b	10,15 b
160 urea + 30 N Foliarsol	12,43 a	11,63 a	9,73 a	14,40 a	10,65 a	11,55 a	11,43 a	10,86 a	10,80 a
160 UAN	11,35 b	11,05 b	9,23 a	13,63 b	9,68 a	10,80 b	11,53 a	10,25 b	10,38 b
160 UAN + 30 N Foliarsol	12,70 a	11,70 a	9,80 a	14,45 a	10,25 a	11,23 a	11,63 a	10,90 a	10,93 a
200 urea	12,48 a	11,50 a	9,53 b	14,25 b	10,45 a	11,30 b	11,78 b	10,83 a	10,83 b
200 urea + 30 N Foliarsol	13,20 a	12,15 a	10,13 a	15,20 a	11,00 a	11,85 a	12,43 a	11,41 a	11,40 a
200 UAN	12,70 b	11,65 a	9,88 b	14,23 b	10,20 a	11,35 b	12,30 a	10,89 b	10,90 b
200 UAN + 30 N Foliarsol	13,65 a	12,48 a	10,35 a	15,15 a	10,98 a	12,33 a	12,35 a	11,63 a	11,53 a

Diferentes letras dentro de una misma columna indican diferencias significativas ($p<0,05$).

CONCLUSIONES

Los resultados mostraron que la productividad y el contenido de proteínas del cultivo de trigo fue afectada por la disponibilidad de nitrógeno. La fuente nitrogenada UAN incidió positivamente sobre el rendimiento de grano y el contenido de proteínas. Por lo expuesto, deberá realizarse un estudio integrado a fin de considerar además de aspectos productivos y de calidad, aspectos relacionados al genotipo que permitan elaborar estrategias de manejo tendientes a mejorar la eficiencia y captura de nitrógeno.

BIBLIOGRAFÍA

- Bakker, MM; G Govers; F Ewert; M Rounsevell & R Jones. 2005. Variability in regional wheat yields as a function of climate, soil and economic variables: Assessing the risk of confounding. Agric. Ecosyst. Environ. 110: 195-209.
- Bray, RH & LT Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorous in soil. Soil Sci. 134: 376-380.
- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Roblado. 2009. InfoStat versión 2009. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Kichey, T; B Hirel; E Heumez; F Dubois & J Le Gouis. 2007. In winter wheat (Triticum aestivum L.), post-anthesis nitrogen uptake and remobilisation to the grain correlates with agronomic traits and nitrogen physiological markers. F. Crop. Res. 102: 22–32.
- Sanchez-Garcia, M; F Álvaro; A Peremarti; JA Martín-Sánchez & C Royo. 2015. Changes in bread-making quality attributes of bread wheat varieties cultivated in Spain during the 20th century. Eur. J. Agron. 63: 79–88.
- Scian, B & M Bouza. 2005. Environmental variables related to wheat yields in the semiarid pampa region of Argentina. J. Arid Environ. 61: 669–679.
- Varga, B & Z Svečnjak. 2006. The effect of late-season urea spraying on grain yield and quality of winter wheat cultivars under low and high basal nitrogen fertilization. F. Crop. Res. 96: 125–132.
- Walkley, A. & A. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37: 29–37.
- Zadoks, JC; TT Chang & CF Konzak. 1974. A decimal code for the growth stages of cereals. Weed Res. 14: 415–421.

C3P4. EL USO DEL SUELO AFECTÓ MÁS AL FÓSFORO INORGÁNICO QUE AL ORGÁNICO EN LA REGIÓN PAMPEANA

Alvarez, Roberto[1,2]; Daniela, Gangi[1]; Caffaro, María[1,2], Molina, Cecilia[1,2] y Berhongaray, Gonzalo[2,3].

1: Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Av. San Martín 4453 (1417). Buenos Aires, Argentina. 2: CONICET. 3: Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Litoral. Kreder 8305 (3080). Esperanza, Argentina. ralvarez@agro.uba.ar

RESUMEN

Los efectos del uso del suelo sobre los stocks de fósforo total han sido evaluados en la Región Pampeana, determinándose que la agricultura redujo los mismos en un 15%. Nuestro objetivo fue establecer qué efectos tiene el uso del suelo y en especial la agricultura, sobre los stocks de fósforo orgánico (P-orgánico) e inorgánico (P-inorgánico). Se determinó estas variables en muestras provenientes de un relevamiento regional en el que se relevaron 386 sitios distribuidos en la región bajo diferentes usos. Los suelos se muestrearon por estratos hasta 1m y las concentraciones se transformaron a masas de fósforo usando la densidad aparente. El P-orgánico y el P-inorgánico (0-1m) fueron poco afectados por el uso no encontrándose diferencias significativas entre tratamientos. En cambio, el efecto de la agricultura sobre los stocks de fósforo fue claro en el estrato 0-25 cm. En éste, el P-inorgánico decreció en un 27% respecto de los controles no cultivados mientras que el P-orgánico decreció en algunos casos y no en otros. Las relaciones P-orgánico/P-inorgánico y carbono orgánico/P-orgánico decrecieron con la profundidad, sin diferencias entre usos. Los resultados indican que el impacto de la agricultura en la Región Pampeana ha sido mayor sobre los pooles inorgánicos del fósforo del suelo que sobre los orgánicos y solo detectable en la capa superficial del perfil.

Palabras claves: Fósforo del suelo, efecto agricultura, estratificación del fósforo, relación C/P

INTRODUCCIÓN

Algunos trabajos locales han mostrado el impacto de la agricultura (Buschiazzo *et al.*, 2000) o el manejo (Galantini & Rossell, 1997) sobre los pooles de fósforo del suelo en la Región Pampeana, pero no se ha hecho una evaluación regional del efecto de diferentes usos sobre los stocks de fósforo orgánico (P-orgánico) e inorgánico (P-inorgánico). Sobre la base de un muestreo extensivo reciente se ha estimado que el stock de fósforo total decreció en un 15% debido al uso agrícola (Alvarez *et al.*, 2016) y que la fracción extractable lo hizo mucho más, alrededor de 66% (Alvarez *et al.*, 2013). Nuestro objetivo fue determinar qué efectos tuvo el uso del suelo sobre los stocks de P-orgánico y P-inorgánico en la región con especial énfasis en el efecto del cultivo de los suelos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se muestrearon, entre 2007 y 2008, 386 sitios bajo diferentes usos del suelo, distribuidos en la Región Pampeana. Puede encontrarse una descripción completa de la ubicación de los sitios, del muestreo y de los métodos experimentales usados en Berhongaray *et al*. (2013). Se tomaron muestras de suelos bajo arboledas, suelos nunca cultivados bajo vegetación herbácea, suelos agrícolas en la fase pastura y en la fase agrícola de la rotación y suelos hidromórficos. Las muestras se tomaron cada 25 cm hasta 1m de profundidad o hasta la tosca, cuando estaba presente, y se hizo una caracterización edáfica general de las muestras (n= 1456). El contenido de fósforo total fue determinado por digestión con ácido perclórico (Kuo, 1996) y cuantificación colorimétrica del fósforo (Murphy & Riley, 1962). El P-orgánico se analizó por calcinación, calculando el P-inorgánico por diferencia entre el fósforo total y el P-orgánico (Kuo, 1996). Datos de carbono orgánico de las mismas muestras se tomaron de (Berhongaray *et al.*, 2013). Los resultados se expresaron en forma areal usando la densidad aparente de cada muestra para la transformación de concentración a masa. Las relaciones entre fracciones y elementos se calcularon en masa.

El perfil de estratificación del fósforo se modelizó usando una función potencial ajustada a las masas acumuladas en profundidad usando un modelo potencial (Berhongaray *et al.*, 2013):

$P = a\ x^b$ donde:

P = masa de fósforo a la profundidad x (m).

a = masa de fósforo a 1m de profundidad (kg ha^{-1}).
b = curvatura de la función.

Para la comparación del efecto tratamiento entre usos del suelo se transformaron los datos por la falta de normalidad usando Box-Cox. Los datos se analizaron usando modelos mixtos (Littell *et al.*, 1998) tomando el uso del suelo como un efecto fijo ($P<0.05$) y el campo como aleatorio. También se probaron modelos más complejos usando variables de clima y suelo como covariables y se testeó el efecto de la profundidad anidándola dentro del tratamiento debido a la falta de independencia de muestras tomadas a diferentes profundidades en cada perfil. Se usó el software Statistica (StatSoft, Inc.).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los niveles de P-orgánico se vieron poco afectados por el uso del suelo (Figura 1). Los suelos hidromórficos tenían menos P-orgánico que los suelos bien drenados, pero entre éstos en general no se detectaron diferencias en la mayoría de los estratos de profundidad. Los stocks acumulados a 1m fueron menores en suelos hidromórficos respecto de los otros usos. En cambio, el P-inorgánico difirió marcadamente entre usos (Figura 1). En el estrato 0-25 cm los suelos agrícolas tenían entre 23% y 32% menos P-inorgánico que los controles no cultivados mientras que para el estrato 0-1m la caída de P-inorgánico por uso agrícola fue de aproximadamente un 15%, aunque no significativa.

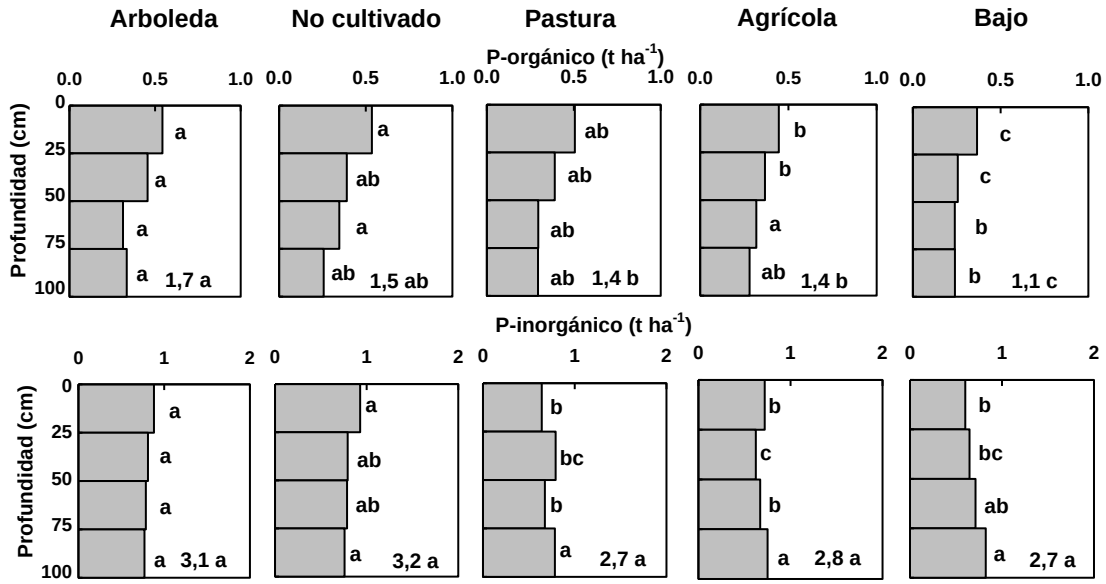


Figura 1: Stocks de P-orgánico y P-inorgánico de los suelos pampeanos según su uso. Barras seguidas de la misma letra a una profundidad dada no difieren a $P< 0.05$. Los números inferiores dentro de cada panel representan la masa acumulada de fósforo a 1m de profundidad.

El P-orgánico estaba marcadamente estratificado mientras que el P-inorgánico no lo estaba, pero en ambos casos el modelo potencial describía muy bien los perfiles de fósforo (Tabla 1). Entre usos del suelo no hubo diferencias significativas en la pendiente del modelo indicando que la estratificación del fósforo no era dependiente del uso del suelo.

Tabla 1: Performance del modelo potencial para describir la estratificación de P-orgánico y P-inorgánico. Letras iguales en una fila indican falta de diferencias significativas entre usos del suelo.

		Arboleda	No cultivado	Pastura	Agrícola	Bajo
P-orgánico	Casos con ajuste significativo (%)	100	100	100	100	100
	Coef. b	0.791 a	0.802 a	0.806 a	0.902 a	0.858 a
	R^2 mínimo	0.960	0.940	0.935	0.983	0.962
P-inorgánico	Casos con ajuste significativo (%)	100	100	100	100	100
	Coef. b	1.08 a	0.995 a	1.19 a	1.21 a	1.21 a
	R^2 mínimo	0.971	0.945	0.971	0.917	0.970

Como consecuencia de la diferente estratificación de los pooles de fósforo, la relación P-orgánico/P-inorgánico decreció fuertemente con la profundidad. En el estrato superficial el P-orgánico representaba alrededor del 50% del total de fósforo del suelo con bajo impacto sobre esta proporción del uso del suelo (Figura 2). En profundidad la misma decreció a un tercio. Para el estrato 0-1m el P-orgánico representaba un 40% del fósforo total en promedio de todos los usos, siendo menor esta proporción para suelos hidromórficos en algunos estratos. También la relación carbono orgánico/P/orgánico decreció con la profundidad pero no estuvo impactada por el uso indicando una composición similar de la materia orgánica entre tratamientos (Figura 2) y un enriquecimiento en fósforo de la materia orgánica del suelo con la profundidad.

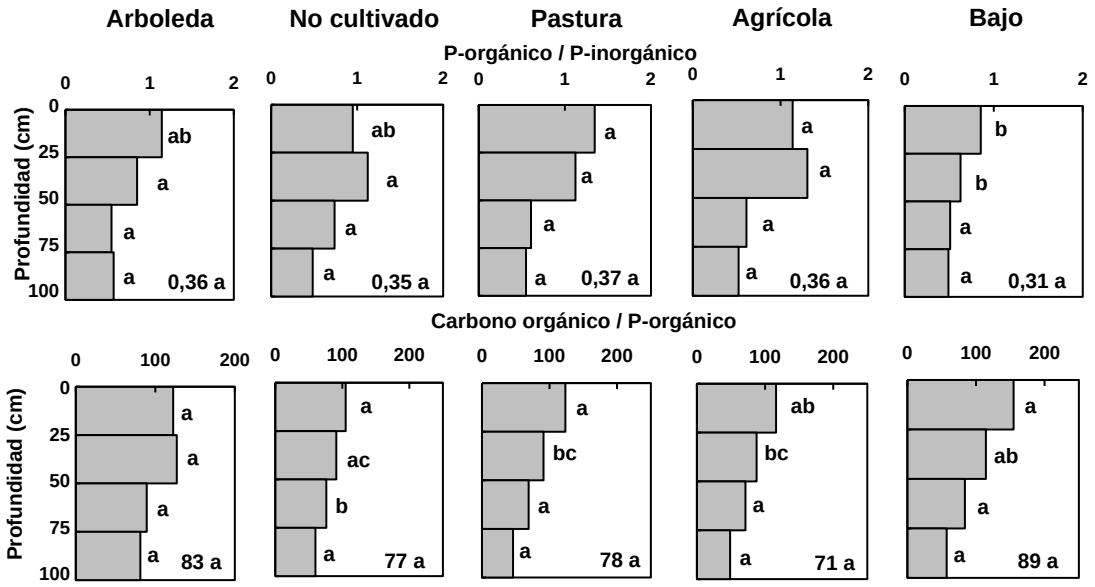


Figura 2: Relaciones P-orgánico/P-inorgánico y carbono orgánico/P/orgánico de los suelos pampeanos bajos usos diferentes. Barras seguidas de la misma letra a una profundidad dada no difieren a P< 0.05. Los números inferiores dentro de cada panel representan la masa acumulada de fósforo a 1m de profundidad.

CONCLUSIONES

En la Región Pampeana la actividad agrícola ha afectado principalmente el stock de P-inorgánico de los suelos. El stock de P-orgánico ha sido muy poco modificado por esta actividad. Tampoco las relaciones P-orgánico/P-inorgánico y carbono orgánico/P-orgánico han sido afectadas por el uso a nivel local.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue subsidiado por la Universidad de Buenos Aires (Proyecto 20020130100484BA) y CONICET (Proyecto 084, programación 2014-2016).

BIBLIOGRAFÍA

- Alvarez, R.; HS Steinbach; G Berhongaray & R Cantet. 2013. Cambios en los niveles de fósforo extractable de los suelos pampeanos por el uso. Actas Simposio Fertilizar 2013, pág. 146-150.
- Alvarez, R., HS Steinbach; MM Caffaro; CD Molina; G Berhongaray; JL De Paepe; C Caride; MR Mendoza & R Cantet. 2016. Cambios en los flujos y stocks de fósforo de los suelos pampeanos asociados al uso. Actas XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, 14 pág.
- Berhongaray, G.; R Alvarez; J De Paepe; C Caride & R Cantet. 2013. Land use effects on soil carbon in the Argentine Pampas. Geoderma 192: 97-110.
- Buschiazzo, D.E.; GG Hevia; AM Urioste & EN Hepper. 2000 .Cultivation effects on phosphate forms and sorption in loess-soils of Argentina. Soil Sci. 165, 427-436.
- Galantini, J.A. & RA Rossell. 1997. Organic fractions, N, P and S changes in an Argentine semiarid Haplustoll under different crop sequences. Soil Till. Res. 42, 221-228.

- Kuo, S. 1996. Chapter 32. Phosphorus. En: Methods of Soil Analysis. Soil Sci. Soc. Am. Book Series 5; Part. 3-Chemical Methods. Madison; Wisconsin; USA. Pp. 869-919
- Littell, R,C; PC Henry & CB Ammerman. 1998. Statistical analysis of repeated measures data using SAS procedures. J. Anim. Sci. 76:1216-1231.
- Murphy, J. & JP Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Analytica Chimica Acta 27, 31-36.

C1P5. MODELIZACIÓN DEL IMPACTO DE LA COSECHA DE RASTROJO SOBRE EL CARBONO ORGÁNICO DE SUELOS PAMPEANOS

Alvarez, Roberto[1,2] y De Paepe[1,2], Josefina L.

[1]Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Av. San Martín 4453 (1417). Buenos Aires, Argentina.[2]CONICET. ralvarez@agro.uba.ar

RESUMEN

Nuestro objetivo fue estimar qué impacto tendrá la cosecha de rastrojos de cultivos agrícolas para generar biocombustibles o electricidad sobre los niveles de carbono orgánico de suelos de la Pampa Ondulada y la Región Semiárida. Se usó para ello una metodología de balance de carbono basada en redes neuronales artificiales. Para estas subregiones se generaron escenarios contrastantes de carbono en el suelo usando un mapa actual de carbono orgánico y se construyeron rotaciones sobre la base de datos estadísticos de superficie cultivada con los principales cultivos. También se estimaron rendimientos medios usando esos datos. La metodología de redes neuronales permitía estimar el aporte de carbono al suelo en residuos de cultivos y la respiración heterotrófica, calculando el balance de carbono anual como la diferencia entre ambos. El modelo se corrió para cada nivel de aporte de residuos hasta que el carbono llegara al equilibrio. Se modelaron rotaciones actuales, con predominio de soja, y alternativas con mayor proporción de trigo y maíz. Solo se consideró que se cosechaban parcialmente los rastrojos de éstos dos cultivos. El aporte de carbono al suelo fue altamente dependiente de la rotación, incrementándose al aumentar la proporción de trigo y maíz en la rotación y el nivel de rendimiento alcanzado. En cambio, la cosecha de rastrojo tuvo poco impacto en este aporte debido a la baja proporción de ambos cultivos en las rotaciones actuales. Aumentando la proporción de gramíneas o el nivel de rendimiento es posible compensar el efecto de la cosecha de rastrojo sobre el carbono del suelo. Se estimó que por cada tonelada de carbono que llega anualmente al suelo se forman en el equilibrio 5 toneladas de carbono orgánico sobre un nivel base de 34 t C ha^{-1}. Este coeficiente puede ser usado para estimar el impacto del manejo sobre el carbono edáfico.

Palabras claves: Biocombustible, stock de carbono del suelo, redes neuronales

INTRODUCCIÓN

La utilización de residuos de cosecha de cultivos agrícolas como fuente de energía ha despertado interés en el mundo (Adler *et al.* 2007) y en Argentina (Menéndez & Hilbert, 2013, Montico & Di Leo, 2017). Sin embargo, su utilización puede llevar a problemas en los suelos (Blanco-Canqui, 2010) entre los cuales la pérdida de carbono orgánico aparece como uno de los más importantes (Kochsiek & Knops, 2012; Liska *et al.*, 2014). No existen experimentos locales de larga duración en los que se haya determinado el efecto de la cosecha de rastrojos de cultivos sobre los suelos por lo que nuestro objetivo fue estimar qué impacto tendrá esa práctica sobre el nivel de carbono orgánico edáfico de la Pampa Ondulada y la Región Semiárida. Para ello utilizamos un modelo de balance de carbono desarrollado en la región que utiliza redes neuronales artificiales para estimar la entrada de carbono al suelo en forma de residuos agrícolas y la salida por respiración heterótrofa.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se usó la información del mapa generado por Berhongaray *et al.* (2013) para estimar los niveles medios de un grupo de partidos de la Pampa Ondulada y otro de la Región Semiárida (Figura 1), de una superficie de ca. 6 Mha en cada caso. Se estimó el promedio ponderado del stock de carbono del estrato 0-50 cm de profundidad, input de la red neuronal usada para estimar respiración heterótrofa del suelo. También se determinó su grado de variación y para ello se escogieron como valores altos y bajos partidos con contenido de carbono orgánico en los percentiles 10 y 90%. La rotación media usada en ambas subregiones se construyó sobre la base de las superficies sembradas con los cultivos de soja, maíz, trigo y girasol usando datos del Ministerio de Agroindustria del período 2010-2016. Para la Pampa Ondulada se asumió que la superficie de soja de segunda era similar a la de trigo y el resto de la soja correspondía a cultivos de primera ocupación. En la Región Semiárida se asumió que toda la soja era de primera. Los rendimientos medios de cada subregión se calcularon como el promedio ponderado de los rendimientos de los partidos que la integraban. Como los rendimientos a nivel partido representan un promedio zonal que incluye productores de variado nivel tecnológico se hicieron también modelizaciones con rendimientos 30% más altos.

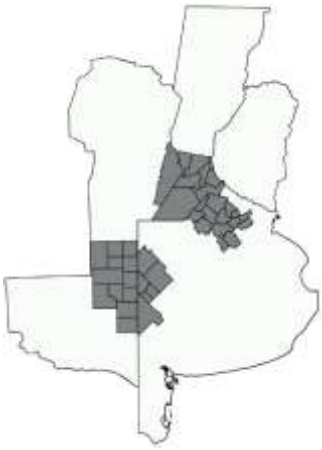


Figura 1: Ubicación de los partidos correspondientes a las subregiones Pampa Ondulada y Región Semiárida de la Región Pampeana.

El balance anual de carbono se calculó como la diferencia entre la entrada de carbono al suelo en forma de rastrojo y raíces y la salida por respiración heterótrofa. Para ello se usó una herramienta desarrollada localmente que empleaba dos redes neuronales artificiales, una para estimar aporte de carbono y la otra respiración (Alvarez *et al*., 2011). Los inputs de la red para estimar aporte de carbono al suelo eran tipo de cultivo (trigo, soja o maíz), rendimiento y precipitación durante el ciclo y el output era masa de carbono (t C ha^{-1} ciclo de $cultivo^{-1}$). Los inputs de la red que estima respiración eran contenido de carbono orgánico del suelo en el estrato 0-50 cm, temperatura diaria del suelo a 10 cm de profundidad y contenido de agua del estrato 0-30 cm. El output era carbono respirado desde los pooles orgánicos del suelo (kg C ha^{-1} $día^{-1}$). La precipitación media de cada partido de las subregiones de estudio se estimó por el método de interpolación espacial kriging a partir de datos de 48 observatorios meteorológicos del Servicio Meteorológico Nacional del período 1933-2006. Para estimar el input de carbono de girasol, que no era predicho por la red neuronal, se usó un coeficiente de aporte de carbono fijo calculado con un índice de cosecha de planta entera (grano/(parte aérea+raíz)) de 0.28 (Alvarez *et al.*, 2015) y asumiendo 40% de carbono en el material vegetal. La temperatura diaria del suelo se estimó usando splines ajustadas a datos de temperatura a -10 cm obtenidos de diferentes experimentos realizados en las dos subregiones de estudio bajo diferentes cultivos y manejos a lo largo de cinco años en Pampa Ondulada y tres años en Región Semiárida (Alvarez *et al.*, 1995a, 1995b, 1996, 1998, 2001; Bono *et al.*, 2008) (Figura 2).

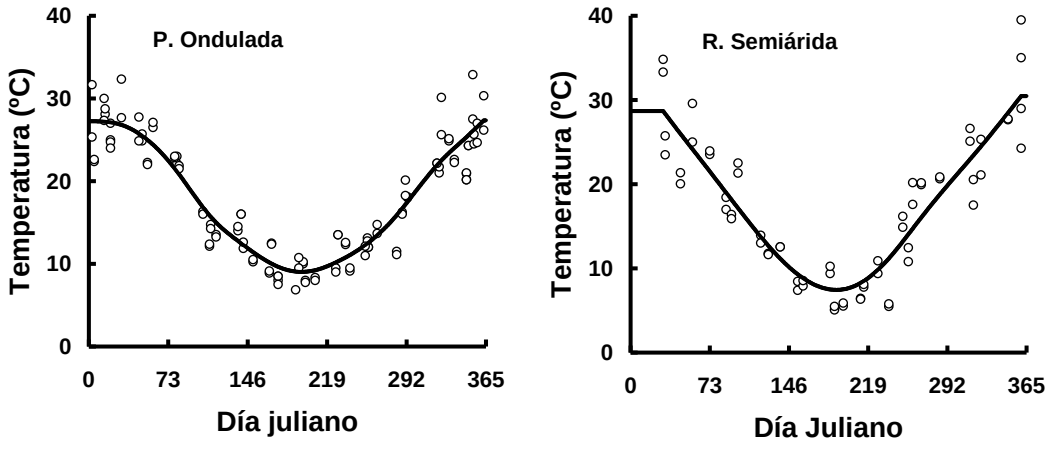


Figura 2: Funciones splines ajustadas a datos de evolución de temperatura del suelo a -10 cm en diferentes años y bajo distintos cultivos y manejos.

Para evaluar la evolución de la humedad del suelo se usaron datos de agua en el suelo de las mismas fuentes usadas para estimar temperatura, además de otros trabajos realizados en las dos subregiones (Bonel *et al.*, 1972; Quiroga *et al.*, 1998). La información correspondió a ocho años en Pampa Ondulada y siete años en Región Semiárida.

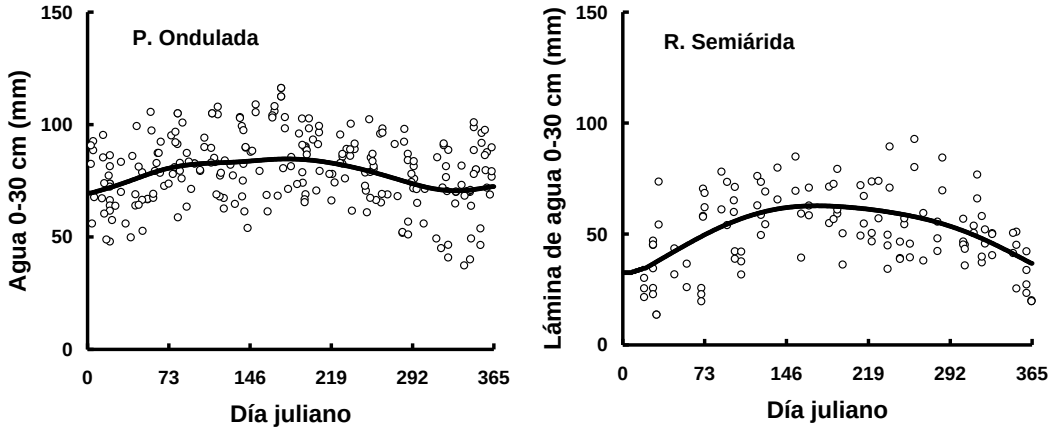


Figura 3: Funciones splines ajustadas a datos de evolución de humedad del suelo (0-30 cm) en diferentes años y bajo distintos cultivos y manejos.

El balance de carbono seriado se calculó a partir de los valores base de carbono del suelo a los que se sumaba la entrada anual media de carbono de cada rotación y para cada nivel esperado de rendimiento y se descontaba la salida anual por respiración, calculada como la sumatoria de los valores diarios. El modelo se corrió hasta llegar a valores de equilibrio del contenido de carbono. Las modelizaciones se hicieron para las rotaciones actuales, con predominio de soja, y otras alternativas posibles con mayor proporción de trigo y maíz (Tabla 1). Se asumieron dos niveles de cosecha de carbono de trigo y maíz, 25 y 50% del carbono total de los residuos, equivalentes a ca. 30% y 60% de rastrojo cosechado respectivamente, considerando que las raíces aportan 20% del carbono de los residuos (Alvarez *et al*., 2015).

Tabla 1: Diferentes rotaciones usadas en la modelización para estimar input de carbono.

Subregión	Rotación	Cultivos
P. Ondulada	Actual	Trigo/soja 2da - maíz - soja*8
	Alternativa 1	Trigo/soja 2da - maíz - soja*2
	Alternativa 2	Trigo/soja 2da - maíz
R. Semiárida	Actual	Girasol - trigo - maíz - soja*2
	Alternativa 1	Girasol - trigo - maíz - soja
	Alternativa 2	Girasol - trigo - soja - maíz*2

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La red neuronal que estimaba aporte de carbono al suelo mostró que no existe proporcionalidad entre el rendimiento de los cultivos y el aporte de carbono (Tabla 2). Aumentos del rendimiento del 30% generan incrementos del input mucho menos que proporcionales, especialmente en soja donde el cambio del input fue del 10%. Esto es atribuible a cambios en el índice de cosecha en cultivos de alto rendimiento. Este efecto no pudo estudiarse en girasol porque la red no lo simulaba y se usaron para este cultivo coeficientes fijos. Sin embargo, los resultados indican que no es recomendable el uso de este tipo de coeficientes en estimaciones de balances de carbono de los suelos pues tenderán a sobrestimar los inputs de carbono.

En las rotaciones actuales, con poca participación de trigo y maíz, sobretodo en la Pampa Ondulada, la cosecha de rastrojo de estos cultivos tiene poco impacto sobre la entrada de carbono al suelo de toda la rotación. La cosecha del 30% de los rastrojos de las gramíneas lleva a una disminución de los inputs de carbono de 9% en Pampa Ondulada y 12% en la Región Semiárida. Aumentando la proporción de gramíneas o incrementando el nivel tecnológico para lograr mayores rendimientos lleva a grandes incrementos de los inputs de carbono, especialmente en la Pampa Ondulada, donde pueden más que duplicarse respecto del escenario actual con la rotación más intensiva testeada (trigo/soja 2da-maíz). A medida que se incrementa la proporción de gramíneas también es mayor el efecto de la cosecha de rastrojo sobre el input de carbono al suelo.

Tabla 2: Aporte de carbono al suelo estimado por una red neuronal para diferentes rotaciones y niveles de rendimiento en función de la cantidad de carbono cosechado por recolección de rastrojo en dos subregiones pampeanas.

Subregión	Cosecha de C	Rotación actual		Rotación alternativa 1		Rotación alternativa 2	
		Rend. medio	Rend. alto	Rend. medio	Rend. alto	Rend. medio	Rend. alto
	(%)	(t C ha^{-1} $año^{-1}$)					
P Ondulada	0	3,20	3,69	4,14	4,91	5,7	6,93
	25	2,98	3,42	3,59	4,22	4,6	5,56
	50	2,76	3,14	3,04	3,53	3,5	4,18
R Semiárida	0	2,25	2,77	2,26	2,85	2,47	3,09
	25	1,99	2,42	1,94	2,42	2,05	2,55
	50	1,73	2,08	1,61	1,99	1,62	2.00

El balance de carbono mostró que son esperables caídas de carbono en suelos de la Pampa Ondulada para la rotación media actual y que estas caídas serán mayores a mayor stock de carbono (Figura 4). El equilibrio se alcanza en unos 12 años existiendo un nivel de carbono que se puede mantener en el suelo en función del input que produce la rotación. En la Región Semiárida las caídas calculadas son menores e, incluso, puede aumentar el stock de carbono en suelos de bajo nivel inicial.

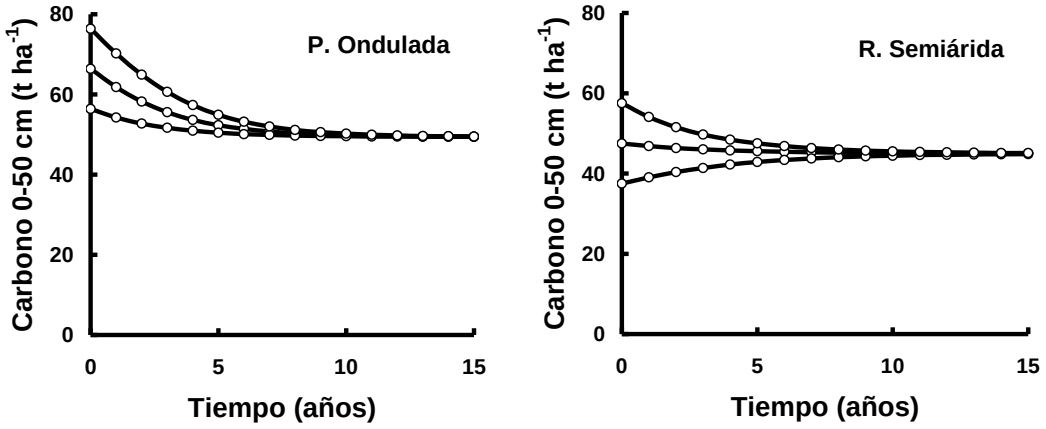


Figura 4: Evolución temporal del carbono del suelo en dos subregiones pampeanas en función del stock inicial. Se ha modelizado la evolución del carbono para niveles medios, altos y bajos de stock inicial y las rotaciones y rendimientos medios actuales de cada subregión.

Los niveles de equilibrio de carbono a que llegarían los suelos serán mayores al aumentar la participación de trigo y maíz en las rotaciones y el rendimiento (Tabla 3). Sin embargo, los efectos de los tratamientos testeados son mucho menores que los esperados sobre el input de carbono. La cosecha de rastrojo de trigo y maíz tiene muy poco efecto en el stock de carbono en las condiciones actuales. Con 30% de rastrojo de trigo y maíz cosechado el stock de carbono del suelo bajaría solamente entre 1 y 3% en los suelos pampeanos. Si se aumenta la proporción de gramíneas en las rotaciones o se logran mayores rendimientos que los promedios zonales, aun cosechando rastrojo, el carbono del suelo podría aumentar.

Tabla 3: Niveles de carbono (0-50 cm) en el equilibrio estimados por un modelo de balance bajo diferentes rotaciones y niveles de rendimiento en dos subregiones pampeanas.

Subregión	Cosecha de C	Rotación actual		Rotación alternativa 1		Rotación alternativa 2	
		Rend, medio	Rend, alto	Rend, medio	Rend, alto	Rend, medio	Rend, alto
	(%)	(t C ha^{-1})					
P, Ondulada	0	49,5	51.0	52,4	54,9	57,7	62,5
	25	48,8	50,1	50,7	52,6	53,9	57,2
	50	48,1	49,3	49.0	50,8	50,4	52,5
R, Semiárida	0	45.0	46,9	45.0	47,2	45,8	48,1
	25	43,9	45,6	43,7	45,7	44,2	46,1
	50	42,9	44,3	42,4	43,9	42,4	44.0

Es posible relacionar el input de carbono con el stock de carbono orgánico en el equilibrio (Figura 5). De esta relación surge que por cada tonelada de carbono que llega al suelo se generan 5 t C ha^{-1} cuando ese stock se equilibra y que existe un pool mínimo de 34 t C ha^{-1} por debajo del cual los suelos no llegarían en períodos cortos de tiempo. Este pool se equiparía al pool estable del carbono del suelo (Parton *et a*l. 1993). La ecuación de la Figura 5 permite también estimar el aporte de carbono necesario para mantener el stock de carbono edáfico. Para suelos del Sudeste Bonaerense, usando datos de un experimento de 10 años de duración con diferentes rotaciones que aportaban cantidades variables de carbono al suelo (Studdert & Echeverría, 2000), puede estimarse un coeficiente promedio para el estrato 0-17 cm de 3,4 t C ha^{-1}, con un piso de 25 t C ha^{-1}, lo que es compatible con la función ajustada aquí.

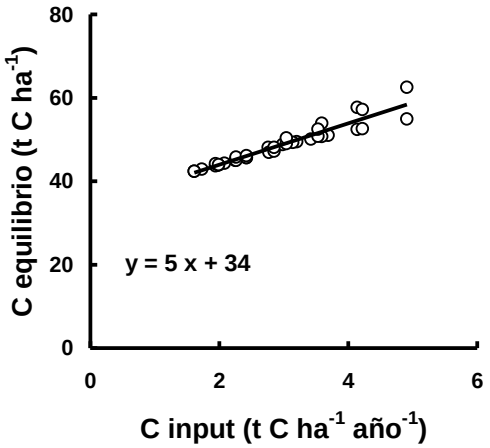


Figura 5: Relación entre el input de carbono en forma de residuos al suelo y el stock de carbono en el equilibrio (0-50 cm) en suelos pampeanos calculado por un modelo de balance.

Un aspecto a tener en cuenta con nuestras estimaciones es que representan el escenario más negativo posible. Esto es así porque el modelo de balance considera solo los inputs de carbono de los residuos de los cultivos ignorando los posibles aportes de la vegetación silvestre. Estos aportes pueden variar entre 0 y 2 t C ha^{-1} $año^{-1}$ (Alvarez *et al.*, 2015) y pueden hacer variar los niveles de equilibrio considerablemente. Otro aspecto a tener en cuenta es que las pérdidas de carbono de la fase agrícola de la rotación son parcialmente recuperadas durante la fase pastoril en suelos bajo explotación mixta. La información local disponible indica que durante la fase pastoril se puede incrementar el nivel de carbono en la materia orgánica en un 7-12% (Casanovas *et al.*, 1995, Galantini, 2005) lo que compensa la cosecha de rastrojo.

CONCLUSIONES

Bajo las rotaciones actuales, con predominio de soja, es esperable que los stocks de carbono orgánico de los suelos pampeanos decrezcan, especialmente en la Pampa Ondulada donde este cultivo ocupa 80% de la superficie agrícola. La cosecha de rastrojo de trigo y maíz tendrá efectos negativos en el carbono del suelo pero de escasa magnitud debido a la poca participación de las gramíneas en la rotación. Si se reduce el porcentaje de soja y se incrementa el de trigo y maíz podrían cosecharse residuos llegando a los mismos niveles de carbono edáfico, o incluso superiores, a que se llevaría los suelos en las condiciones actuales. Lograr altos rendimientos es otra estrategia adecuada para incrementar el carbono del suelo y compensar la cosecha de rastrojo.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue subsidiado por la Universidad de Buenos Aires (Proyecto 20020130100484BA) y CONICET (Proyecto 084, programación 2014-2016).

BIBLIOGRAFÍA

- Adler, PR; SJ Del Grosso & WJ Parton. 2007. Life-cycle assessment of net greenhouse-gas flux for bioenergy cropping Systems. Ecol. Appl. 17: 675-691.
- Alvarez, R; C Alvarez & G Lorenzo. 2001. CO2-C fluxes following tillage from a Mollisol in the Argentine Rolling Pampa. Eur. J. Soil Biol. 37, 161-166.
- Alvarez, R; M Russo; P Prystupa; J Sheiner & L Blotta. 1998. Soil carbon pools under conventional and no-tillage systems in the Argentine Rolling Pampa. Agron. J. 90, 138-143.
- Alvarez, R; O Santanatoglia; P Daniel & R García. 1995a. Respiration and specific activity of soil microbial biomass under conventional and reduced tillage. Pesq. Agrop. Bras. 30, 701-709.
- Alvarez, R; O Santanatoglia; P Daniel & R García. 1995b. Soil respiration, microbial biomass and organic matter contribution of crops in a wheat-soybean rotation. Soil Use and Management 11, 45-50.
- Alvarez, R; O Santanatoglia; P Daniel & R García. 1996. Plant and microbial contribution to soil respiration under zero and disc tillage. Eur. J. Soil Biol. 32, 173-177.
- Alvarez, R, HS Steinbach & A Bono, A. 2011. An artificial neural network approach for predicting soil carbon budget in agroecosystems. Soil Sci. Soc. Am. J. 75: 965-975.
- Alvarez, R; HS Steinbach & J De Paepe. 2015. Carbono orgánico. En: Fertilidad de suelos y fertilización en la Región Pampeana. Capítulo 5, pág. 47-91. R. Alvarez (Ed.). Editorial FAUBA, Buenos Aires.
- Berhongaray, G; R Alvarez; J De Paepe; C Caride & R Cantet. 2013. Land use effects on soil carbon in the Argentine Pampas. Geoderma 192: 97-110.
- Blanco-Canqui, H. 2010. Energy crops and their implications on soil and environment. Agron. J. 102: 403-419.
- Bonel, JA; CA Puricelli & P Novello. 1972. Influencia de diferentes manejos sobre la disponibilidad de nitrógeno y de agua a través del año en un suelo Brunizem de Marcos Juarez (Cba.) 1965-1970. Publicación técnica 3, EERA Marcoz Juarez, Argentina, 24 pág.
- Bono, A; R Alvarez, D Buschiazzo & R Cantet. 2008. Tillage effects on soil carbon balance in a semiarid agroecosystem. Soil Sci. Soc. Am. J. 72, 1140-1149.
- Casanovas, EM; Echeverría, HE & Studdert, GA. 1995. Materia orgánica del suelo bajo rotaciones de cultivos. I Contenido total y de distintas fracciones. Ciencia del Suelo 13: 16-20.
- Galantini, J. 2005. Calidad y dinámica de las fracciones orgánicas en sistemas naturales y cultivados. Actas Jornadas Materia Orgánica y Sustancias Húmicas (Argentina), 8 pág.
- Kochsiek, AE & Knops, JMH. 2012. Maize cellulosic biofuels: soil carbon loss can be a hidden cost of residue removal. Bioenergy 4: 229-233.
- Liska, AJ; H Yang; M Milner; S Goddart; H Blanco-Canqui; MP Pelton; XX Fang; H Zhu & AE Suyker. 2014. Biofuels from crop residue can reduce soil carbon and increase CO_2 emissions. Nature climate change 4: 398-401.
- Menéndez, JE & JA Hilbert. 2013. Cuantificación y uso de biomasa de residuos de cultivos en Argentina para bioenergía. Informes Técnicos Bioenergía Año 2, Nº4, 47 pág.
- Montico, S & N Di Leo. 2017. Energía potencialmente obtenible de los rastrojos de cultivos en Argentina. 8 pág. (www.unr.edu.ar/descargar.php?id=4593, accedido 07/11/2017).
- Parton, WJ; JMO Scurlock; DS Ojima; TG Gilmanov; RJ Scholes; DS Schimel; S Kirchner; JC Menault; T Seastedt; E García Moya; A Kamnalrut & JI Kinyamario. 1993. Observations and modeling of biomass and soil organic matter for the grassland biome worldwide. Global Biogeochemical Cycles 7: 785-809.
- Quiroga, A; O Ormeño & N Peinemann. 1998. Efectos de la siembra directa sobre propiedades físicas de los suelos. En: Siembra Directa. Eds. JL Panigatti, H Marelli, D Buschiazzo, R Gil. Editorial Hemisferio Sur SA, Buenos Aires, Argentina, pág. 57-63.
- Studdert, GA & HE Echeverría. 2000. Crop rotation and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. Soil Sci. Soc. Am J. 64: 1496-1503.

C1P6. LA MINERALIZACIÓN DE NITRÓGENO CONTROLA LA PRODUCTIVIDAD DE LOS SUELOS PAMPEANOS

Alvarez, Roberto[1,2]; De Paepe, Josefina L.[1,2]; Gimenez, Analía V.[1], Recondo, Verónica[1], Pagnanini, Federico[1]; Mendoza, María R.[1]; Caride, Constanza[1], Ramil, Denis[1]; Facio, Facundo[1] y Berhongaray, Gonzalo[2].

[1]Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Av. San Martín 4453 (1417). Buenos Aires, Argentina. [2]CONICET. ralvarez@agro.uba.ar

RESUMEN

En la Región Pampeana el carbono orgánico es uno de los factores que controlan la productividad de los suelos. Nuestro objetivo fue establecer si ese efecto puede atribuirse a que la materia orgánica actúa como fuente de nitrógeno para los cultivos. Se utilizaron muestras de suelo de un relevamiento regional en el que se muestrearon 386 sitios distribuidos en la región bajo diferentes usos. Las muestras se tomaron a diferentes profundidades hasta 1m. En las muestras se determinó, entre otras propiedades, nitrógeno total (N-total) y mineralizado en un test aeróbico de 15 días (N-mineralizado). Para cada sitio se elaboraron archivos de temperatura y precipitación medias anuales usando datos históricos. Se generaron modelos explicativos de la variabilidad del N-total (R^2= 0,70) y del N-mineralizado (R^2= 0,59) usando redes neuronales artificiales. Ambas variables estaban reguladas por el uso del suelo, la temperatura y precipitación del sitio, la textura y la profundidad. Estos modelos se combinaron con información sobre superficie asignada a diferentes usos del suelo, obtenida por análisis de imágenes satelitales, mapas climáticos y de textura para generar archivos a nivel partido de N-total y N-mineralizado. El N-total y el N-mineralizado se usaron como inputs en redes neuronales, junto con información climática y de capacidad de almacenamiento de agua útil de los suelos para modelar el rendimiento de trigo. Se calculó, usando datos estadísticos, el rendimiento medio de trigo a nivel partido del período 2000-2006 que fue el output de las redes. El mejor modelo explicativo del rendimiento usó como inputs el N-mineralizado, la precipitación durante barbecho+ciclo y el coeficiente fototérmico (R^2 = 0,85), indicando que el efecto de la materia orgánica sobre el rendimiento puede atribuirse a que actúa como fuente de nitrógeno para el cultivo.

Palabras claves: Modelización de la mineralización del suelo, índice de productividad, trigo

INTRODUCCIÓN

En la Región Pampeana se ha establecido que la productividad de los suelos está regulada por el contenido de carbono orgánico y la capacidad de almacenamiento de agua útil (CAAU) (De Paepe & Alvarez, 2013). Estas propiedades, junto con variables climáticas, permiten explicar el 61% de la variabilidad espacial y temporal del rendimiento de trigo a nivel regional. Se ha postulado que el impacto de la materia orgánica sobre el rendimiento se debe, principalmente, a que es un reservorio de nitrógeno que suministra el nutriente a los cultivos (De Paepe & Alvarez, 2013). Este factor sería más importante que otros efectos que tiene la misma sobre los suelos. Nuestro objetivo fue testear esta hipótesis relacionando el rendimiento de trigo a escala regional con el nivel de materia orgánica de los suelos y con la capacidad de mineralización de nitrógeno para identificar cuál de las dos variables ejerce mayor control sobre el rendimiento. Si ambas variables no se hallan estrechamente correlacionadas y la mineralización se asocia más estrechamente al rendimiento que el contenido de materia orgánica del suelo esto confirmaría la hipótesis.

MATERIALES Y MÉTODOS

Entre 2007 y 2008 se muestrearon 386 sitios distribuidos en la Región Pampeana bajo diferentes usos del suelo. Una descripción detallada de la ubicación de los sitios y los métodos experimentales usados se puede encontrar en Berhongaray *et al*. (2013). Brevemente: se muestrearon suelos bajo arboledas, suelos nunca cultivados bajo vegetación herbácea, suelos agrícolas en la fase pastura y en la fase agrícola de la rotación y suelos hidromórficos. Se tomaron muestras cada 20 cm hasta 100 cm de profundidad o hasta la tosca, cuando estaba presente, y se hizo una caracterización edáfica general de las muestras (n= 1456). El contendido de materia orgánica se evaluó determinando nitrógeno total (N-total) en las muestras por el método de Kjeldahl como un proxy, ya que en estos suelos la relación C/N no es afectada por el uso del suelo ni la profundidad (Alvarez *et al*., 2014), indicando una concentración poco variable de nitrógeno en la materia orgánica. La capacidad de mineralizar nitrógeno de las muestras se evaluó en una incubación aeróbica de 15 días

de duración (N-mineralizado (Alvarez *et al*., 2016). Los resultados se expresaron en forma areal usando la densidad aparente de cada muestra para la transformación de concentración a masa.

Utilizando datos de 48 observatorios meteorológicos del Servicio Meteorológico Nacional para el período 1933-2006 se estimó por métodos de kriging la temperatura y precipitación medias mensuales y anuales de cada sitio muestreado y valores medios a nivel partido para 131 partidos de las provincias de Buenos Aires, La Pampa, Entre Ríos, Santa Fé y Córdoba. El programa empleado fue QGis. Por medio de redes neuronales artificiales se modelizó N-total y N-mineralizado empleando como inputs, entre otras variables, temperatura y precipitación medias anuales del sitio, contenido de arena de las muestras, profundidad y uso del suelo. La metodología de ajuste de las redes fue similar a la descripta en Berhongaray *et al.* (2013). Los datos de contenido de arena de los suelos a nivel partido se obtuvieron de las bases de datos de De Paepe y Alvarez (2013). Los modelos generados para estimar N-total y N-mineralizado, combinados con información sobre uso del suelo a nivel partido obtenida por procesamiento de imágenes satelitales (Berhongaray *et al.*, 2013) permitió elaborar archivos de estas variables a escala partido para la Región Pampeana.

Utilizando información estadística de rendimiento de trigo del período 2000-2006 del Ministerio de Agroindustrria se confeccionó un archivo de rendimiento medio del cultivo a escala partido para ese período. Las precipitaciones durante el barbecho y el ciclo del cultivo (abril a noviembre) se calcularon con las estimaciones mensuales arriba indicadas y se estimó el coeficiente fototérmico del cultivo y la CAAU del suelo como se describe en De Paepe & Alvarez (2013) también a escala partido aplicando kriging. Toda esta información se usó para construir con redes neuronales modelos explicativos del rendimiento de trigo. Los inputs fueron N-total, N-mineralizado, CAAU, precipitación barbecho+ciclo y coeficiente fototémico; el output fue rendimiento.

La asociación entre variables se analizó por métodos de regresión y correlación lineal testeando la significancia por la F. Para la construcción de las redes se partió los sets de datos en 50% para ajuste de pesos y funciones y 25% para detención temprana del ajuste (75% de los datos = set de entrenamiento) y el 25% restante de los datos se usó para una validación independiente de los modelos (set de validación). Los coeficientes de determinación (R^2) de los sets de entrenamiento y validación se compararon estadísticamente por la prueba de Z transformada y las ordenadas y pendientes de datos observados vs. estimados se compararon contra 0 y 1 respectivamente por la t.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Fue posible modelizar con buen ajuste N-total y N-mineralizado (Figura 1). Ambas variables estuvieron reguladas por la precipitación y temperatura del sitio, el contenido de arena y la profundidad de la capa del suelo y el uso del sitio. N-total y N-mineralizado aumentaban en sitios con mayor precipitación y decrecían al ser mayor la temperatura del sitio y el contenido de arena o la profundidad del estrato de suelo. Por su lado, el uso del suelo impactaba estas variables en el orden: arboledas > controles no cultivados > pasturas > suelos con cultivos anuales > suelos hidromórficos. Los modelos ajustados tenían buena capacidad de generalización pues no hubo diferencias significativas entre los set de entrenamiento y validación y las ordenadas y pendientes de las rectas de regresión entre datos observados y estimados no difirieron de 0 y 1 respectivamente. La red que estimaba N-total tenía 4 neuronas en la capa escondida y la que estimaba N-mineralizado 6.

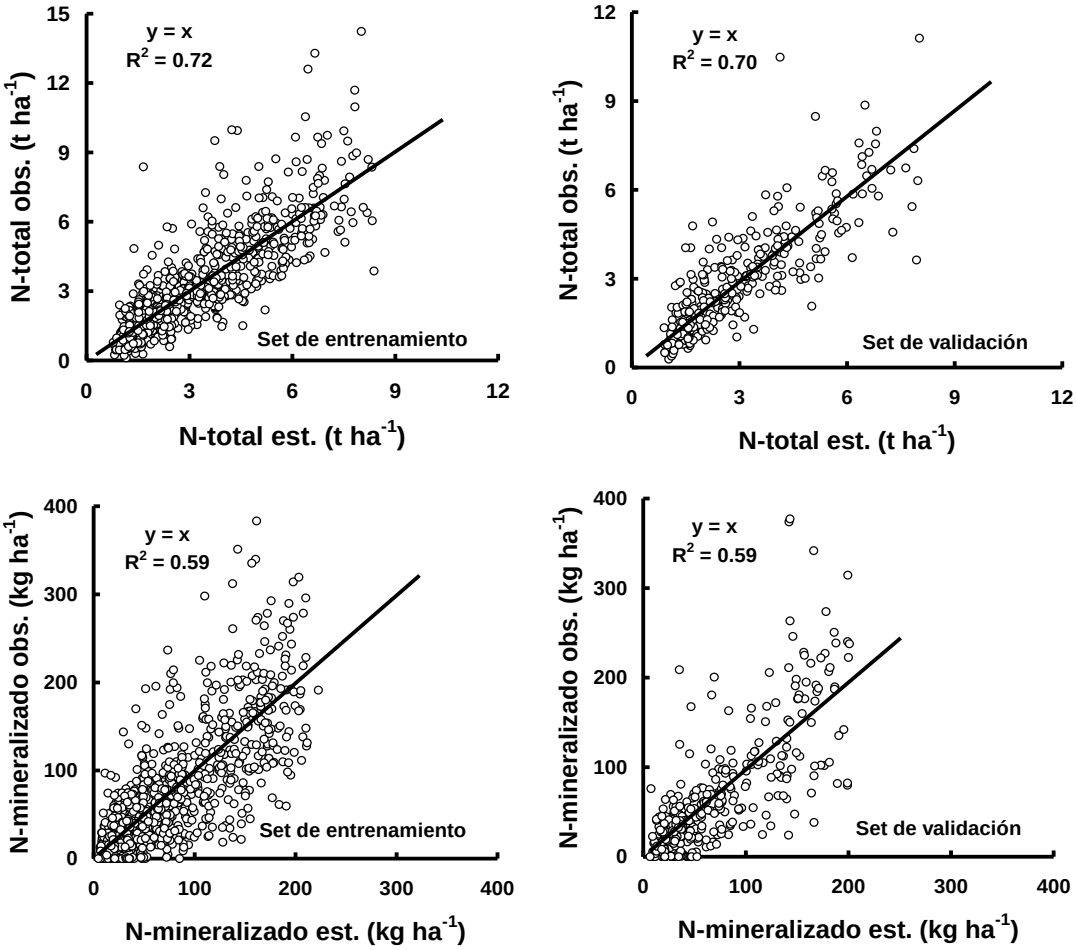


Figura 1: Relación entre datos observados (obs.) y estimados (est.) por modelos de redes neuronales de N-total y N-mineralizado en suelos pampeanos.

A escala partido, el rendimiento estaba muy fuertemente correlacionado con N-mineralizado siendo la asociación con N-total no significativa (Tabla 1). Al modelar el rendimiento con redes neuronales se pudieron ajustar varias redes para explicarlo. El mejor modelo incluyó como inputs N-mineralizado, precipitación y coeficiente fototérmico (Figura 3). Esta red validaba muy bien sus estimaciones teniendo la regresión de datos observados vs. estimados ordenada similar a 0 y pendiente similar a 1. En la capa escondida la red tenía 4 neuronas. Cuando se usó N-total en lugar de N-mineralizado como input, esta variable no entró en muchos modelos indicando que es la capacidad de mineralización de nitrógeno del suelo el principal factor controlador de la productividad. Según la red considerada, la disponibilidad de agua para el cultivo fue mejor representada por la precipitación o la CAAU del suelo lo que puede atribuirse a la estrecha correlación entre ambas variables. Suelos con mayor CAAU se encontraban generalmente en zonas más lluviosas.

Tabla 1: Coeficientes de correlación entre las variables climáticas, de suelo y el rendimiento de trigo estimados a nivel de partido. En negrita: coeficientes significativos a P< 0,05.

	Rendimiento	Precipitación	Coef. fot.	CAAU	N-total
Precipitación	**0,300**				
Coef. fot.	**0,293**	**-0,429**			
CAAU	0,110	**0,541**	**-0,459**		
N-total	0,055	**0,464**	**-0,235**	**0,830**	
N-mineralizado	**0,690**	**0,639**	**0,141**	**0,366**	**0,390**

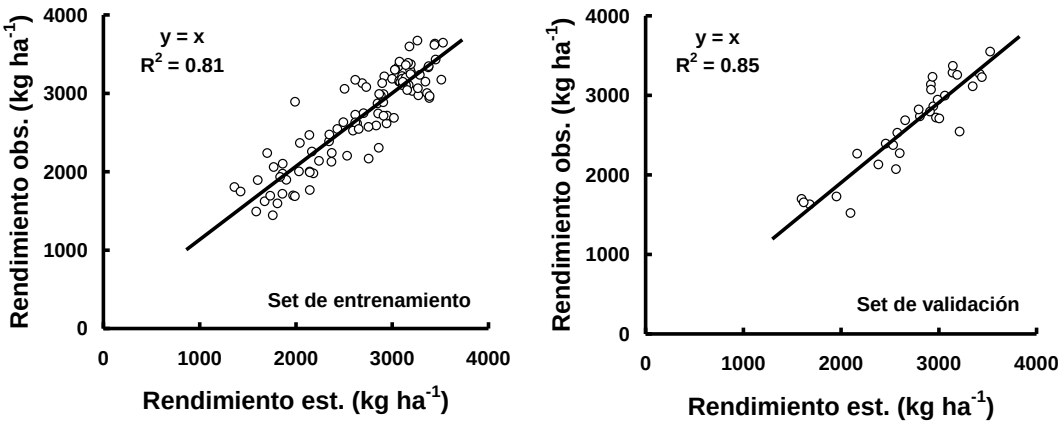


Figura 3: Relación entre el rendimiento observado (obs.) y el estimado (est.) por un modelo de redes neuronales del rendimiento de trigo a nivel parido en la Región Pampeana.

CONCLUSIONES

En la Región Pampeana, la capacidad de mineralización de nitrógeno del suelo está más correlacionada con el rendimiento de trigo que el contendido de nitrógeno total, indicando que es la capacidad de aportar el nutriente a los cultivos la propiedad de la materia orgánica que más modula su impacto sobre la productividad edáfica.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue subsidiado por la Universidad de Buenos Aires (Proyecto 20020130100484BA) y CONICET (Proyecto 084, programación 2014-2016).

BIBLIOGRAFÍA

- Alvarez, R; J De Paepe; H Steinbach; G Berhongaray; M Mendoza; A Bono; N Romano; R. Cantet & C Alvarez. 2014. Cambios de flujos y stocks de carbono y nitrógeno por el uso del suelo: impacto sobre la productividad pampeana. XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, actas 29 pág.
- Alvarez R; D Ramil; HS Steinbach; MR Mendoza & G Berhongaray. Mineralización de nitrógeno en suelos pampeanos bajo diferentes usos. Actas XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, 6 pág.
- Berhongaray, G; R Alvarez; J De Paepe; C Caride & R Cantet. 2013. Land use effects on soil carbon in the Argentine Pampas. Geoderma 192: 97-110.
- De Paepe, JL & R Alvarez. 2013. Developments of a soil productivity index using an artificial neural network approach. Agron. J. 105: 1803-1813.

C3P7. ESTADO ACTUAL DE SATURACIÓN CON BASES EN HAPLUDOLES DEL OESTE DEL ÁREA AGRÍCOLA DE TUCUMÁN

Arroyo, Esteban A.; Aranda, Nelson D., Sanzano, G. Agustín, Rojas Quinteros Hugo C. y Navarro Di Marco Jessica P.

Sección Suelos y Nutrición Vegetal. Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres. William Cross 3150. Las Talitas. Tucumán, Argentina. earroyo@eeaoc.org.ar

RESUMEN

Los sistemas productivos actuales se caracterizan por sus altos rendimientos y por el uso continuo del recurso, lo que se relaciona con una alta tasa de extracción de nutrientes. Es por ello que se realizó el estudio del contenido de macronutrientes como calcio (Ca), magnesio (Mg) y potasio (K), en una típica área agrícola tucumana con dos importantes producciones: caña de azúcar y citrus (limón). El objetivo de este trabajo fue elaborar mapas de contenido de estos elementos en el suelo. Se tomaron muestras en 132 sitios hasta 30 cm de profundidad. Se realizó el análisis químico en laboratorio y se relacionó el contenido de cada catión con la Capacidad de Intercambio de Cationes (CIC) para obtener la relación porcentual de cada uno. Estos datos fueron cargados y procesados en el sistema de información geográfica QGIS 2.14.11-Essen, donde se usó para el procesamiento de datos el método de interpolación ponderación inversa a la distancia. Para realizar estos mapas se clasificaron los porcentajes de cada elemento en dos rangos: bajos y normales. Para cada uno se tomó el siguiente criterio: % Ca intercambiables menores a 50% se consideraron bajos y por arriba de ese valor se consideraron normales; porcentajes menores a 15% de Mg intercambiable se clasificaron como bajos, mientras que valores de K intercambiable menores a 5% fueron clasificados por debajo de los normales. El área de estudio presenta valores de pH de suelo desde ligeramente ácido a fuertemente ácido, asociados a bajos contenidos de calcio y magnesio. El potasio intercambiable tuvo valores bajos en casi la totalidad de la superficie analizada. Los tenores bajos de estos elementos en el suelo, impulsa a continuar con estudios más específicos sobre el comportamiento de los cultivos en suelos con un importante grado de desaturación en bases.

Palabras clave: nutrientes, suelo, mapa.

INTRODUCCIÓN

La agricultura en Argentina se desarrolló inicialmente basándose en la fertilidad natural de los suelos, con bajo uso de fertilizantes en las producciones agrícolas. Los sistemas productivos actuales de alta producción incrementan la tasa de extracción de nutrientes y ocasionan una disminución importante en la disponibilidad de nutrientes (Cruzate & Rivero, 2008). La mayoría de los suelos agrícolas de Tucumán han sido clasificados dentro del orden Molisoles (Zucardi & Fadda, 1985), lo que hace suponer una buena fertilidad química de los mismos. Por otro lado la agricultura continua de los mismos supone una constante exportación de nutrientes. Cultivos como la caña de azúcar, para alcanzar un valor cercano a las 100 t/ha, debe extraer entre 800 y 1.500 kg de nutrientes /ha por año (Alonso *et al.*, 2015). Esto indica que los suelos bajo este cultivo están sometidos a una alta extracción de nutrientes. Aso & Dantur (1971) encontraron aumentos de disponibilidad de nutrientes incrementando el porcentaje de saturación con bases del 50 al 65%. La fertilización con magnesio (Mg) es el segundo problema nutricional más común en las quintas cítricas de Tucumán después del de cinc (Hernández & Figueroa, 2005). Por otro lado Fogliata (1995) en experimentos realizados no encontró respuesta significativa a la fertilización con potasio (K). Sin embargo, Pérez Zamora (1999), revisó 23 series de suelo de la zona pedemontana encontrando valores críticos de K para el cultivo de caña de azúcar. También, Sanzano *et al.* (2017) ha detectado sitios que podrían requerir especial atención para satisfacer los requerimientos nutritivos de Ca, Mg y K.

El objetivo de este trabajo fue elaborar mapas de contenido de Ca, Mg y K en un área agrícola recostada al oeste de la provincia de Tucumán, sobre hapludoles de textura gruesa. Además, se construirá el mapa de distribución del pH de suelo de la capa superficial.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se encuentra localizada a los 27º 11’ Latitud Sur y 65º 34’ Longitud Oeste, limita al norte con el río Los Sosa hasta su unión con el río Romano, al sur limita con el río Pueblo Viejo, al este con la unión de los ríos Pueblo viejo y Romano; y al oeste con la ruta provincial 324. Esta área comprende aproximadamente 6.500 (ha), donde la parte oeste se ubica en la región del pedemonte húmedo-perhumedo cálido con precipitaciones medias anuales superiores

a los 1200(mm) y la parte este perteneciente a la llanura deprimida subregión no salina con precipitaciones de 1000 mm. La evapotranspiración potencial es de 900 mm. La temperatura media anual es 19ºC.

El principal cultivo es la caña de azúcar, en segundo lugar cítricos (limón), cultivándose en menor medida hortalizas para autoconsumo como maíz dulce, batata, etc.

Se extrajeron muestras compuestas georeferenciadas (GPS Garmin Etrex 35) en 75 sitios distribuidos en la zona de estudio, a 3 profundidades: 0-30; 30-60 y 60-90 cm (en este trabajo solo se analizan 0-30 cm). Las muestras se analizaron en el laboratorio de suelos de la sección suelos y nutrición vegetal de la EEAOC. Los parámetros que se tomaron para este trabajo fueron: calcio intercambiable (Ca), magnesio intercambiable (Mg), potasio intercambiable (K) determinados por acetato de amonio pH: 7 y capacidad de intercambio catiónico determinado por acetato de sodio pH:8,2.

Se dividió el contenido de cada elemento por la capacidad de intercambio de cationes obteniendo la relación porcentual para cada uno de ellos. Se tomó dos categorías para su clasificación: bajo y normal. Para porcentajes de Ca menores a 50% se consideró valores bajos y mayores a este porcentaje como altos; para Mg sitios con porcentajes menores al 15% se consideraron bajos y mayores a este valor como normales; para K se consideraron como bajos porcentajes menores al 5% de la CIC y normales cuando superaron ese valor.

Con los datos porcentuales se construyó el mapa de distribución espacial para cada elemento. Se sumaron 55 sitios colindantes georeferenciados para interpolar la totalidad de la superficie estudiada. Todos los datos fueron cargados y procesados en el sistema de información geográfica libre QGIS 2.14.11-Essen. Se obtuvieron mapas de distribución de cada elemento; el método de interpolación usado fue ponderación inversa a la distancia. También se cargó los valores de pH de suelo para cada sitio georeferenciado construyendo la distribución de pH para la capa superficial del suelo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La distribución de Ca se muestra en la Figura 1, donde se observa que más del 80% de la superficie analizada está desaturada en este elemento, presentando porcentajes de calcio por debajo del 50% siendo una superficie relativamente pequeña con valores normales y/o suficientes de Ca. En Tucumán, los sitios donde se lleva a cabo la práctica de encalado corresponde especialmente a áreas con suelos más bien gruesos y con una pluviometría superior a los 1300 mm año (Hernández & Figueroa, 2005). Sanzano *et al.*, 2017, reportaron un 35% de 2500 sitios analizados con valores de Ca por debajo de lo normal.

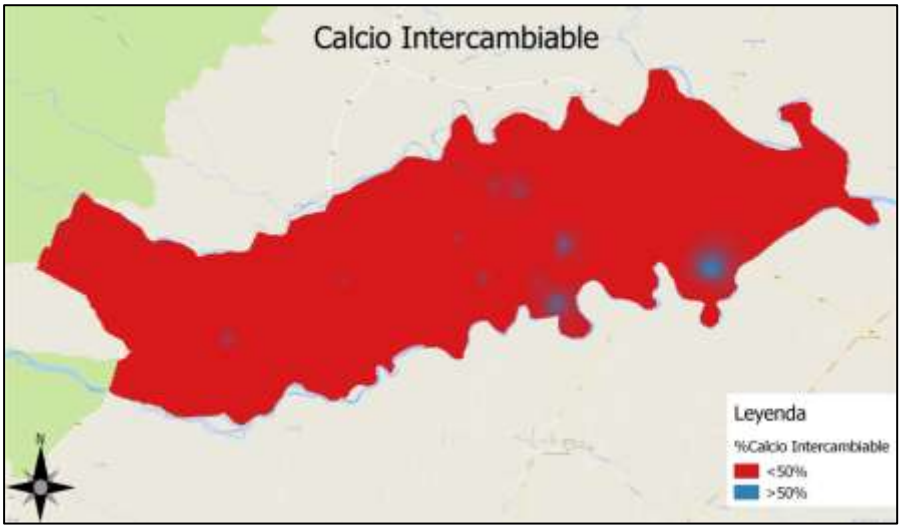


Figura 1: Mapa distribución de calcio intercambiable.

La Figura 2 muestra la disposición de los porcentajes de Mg, los cuales son muy similares que para Ca, siendo predominante la zona con valores bajos de magnesio. Aso & Bustos (1980) encontraron en quintas cítricas suelos de textura más bien gruesa, ácidos, situados en el pedemonte, contenidos de Mg intercambiable y saturación con este elemento claramente inferior a los de los suelos normales. También, se han detectado sitios con suelos fuertemente ácidos, muy lavados y de textura gruesa desaturados en Mg (Sanzano *et al.*, 2017).

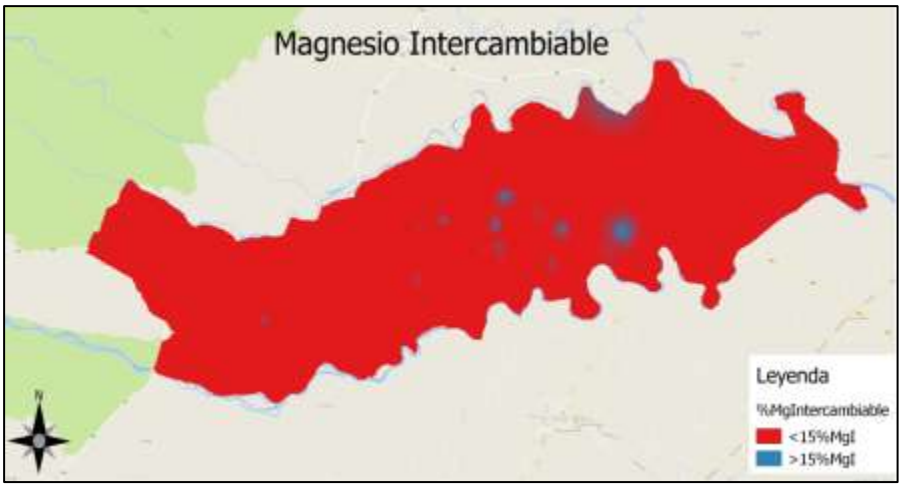


Figura 2: Mapa distribución de magnesio intercambiable.

Con respecto al K, la Figura 3 indica una pequeña zona con valores normales, estando prácticamente la totalidad del área analizada con porcentajes de potasio intercambiable considerados bajos. En la caracterización del área citrícola, tanto Aso y Bustos (1978) como Zuccardi & Fadda (1985), indicaron que la misma está bien provista en este elemento. Sin embargo, Pérez Zamora (1999) revisó 23 series de suelo de la zona pedemontona del área cañera de Tucumán, y determinó que en el 30% de los casos presentaron valores sugeridos como críticos en países cañeros. Este mismo autor señaló que la frecuencia de casos aumentó al 60%, si se incluye el horizonte subsuperficial.

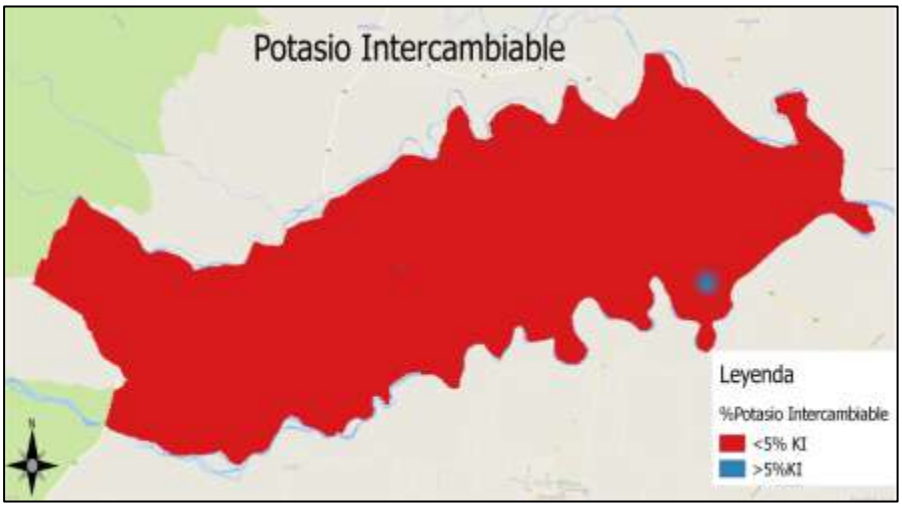


Figura 3: Mapa distribución de potasio intercambiable.

Los valores de pH del suelo se caracterizan por ser ácidos, encontrándose los rangos fuertemente ácidos, pH menores a 5,5; moderadamente a ligeramente ácidos, incluidos en el rango de pH 5,6 a 6,5. En menor medida se detectaron áreas consideradas de pH neutro (6,6 a 7,3), como indica la figura 4. La acidez del suelo es común en todas las regiones donde la precipitación es alta, lo suficiente para lixiviar apreciables cantidades de bases intercambiables de los niveles superficiales de los suelos (Buckman & Brady, 1966). Para estos suelos, Zuccardi & Fadda (1985), describieron una reacción química medianamente ácida con valores de pH entre 5,5 y 6,5.

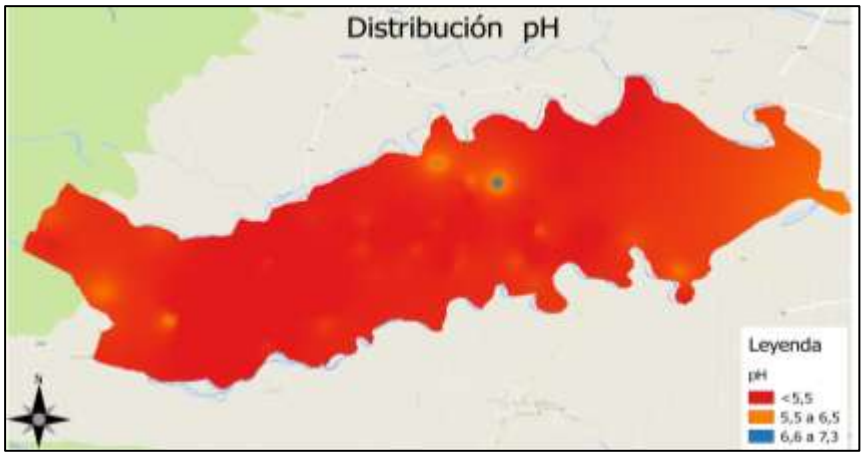


Figura 4: Distribución de valores de pH 0-30cm de profundidad.

CONCLUSIONES

Se han detectado suelos en el pedemonte y llanura deprimida no salina de Tucumán cuya capa superficial presenta una reacción química predominantemente ácida, desde suelos fuertemente ácidos hasta ligeramente ácidos. Esto se relaciona con la desaturación de bases intercambiables de Ca, Mg y K. Más del 80% del área analizada presenta porcentajes de bases considerados bajos, para lo que resultaría interesante conducir estudios relacionados con el comportamiento de los cultivos a la fertilización con estos nutrientes.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece el apoyo financiero para el análisis de los datos en laboratorio realizados en el marco del Programa para Incrementar la Competitividad del Sector Azucarero (PROICSA).

BIBLIOGRAFÍA

- Alonso, LG; E Romero; F Leggio Neme; L Tortora; P Fernández González; N Grellet Naval; L Vera & J López Guzmán. 2015. Fertilización de la caña de azúcar. En: Digonzelli Patricia Andrea. Guía Técnica del Cañero. EEAOC. Tucumán. Argentina Pag. 187-197.
- Aso, PJ & N Dantur. 1971. Efectos de las aplicaciones de calcio y magnesio sobre el rendimiento y calidad de la naranja Valencia en un suelo ácido. RIAT 49(2): 9-16. ISSN 0370-5404
- Aso, PJ & V Bustos. 1978. Efectos de la fertilización diferencial NPK en una quinta cítrica sobre la composición química del suelo. RIAT 57(2): 9-13. ISSN 0370-5404
- Aso, PJ & V Bustos. 1980. Condiciones de suelo relacionadas con la deficiencia de magnesio de los citrus en Tucumán. RIAT 57(2): 9-13. ISSN 0370-5404
- Buckman, HO & NC Brady. 1966. Naturaleza y propiedades de los suelos. Montaner y Simon S.A. Aragon 255, Barcelona. España Pág 374-375
- Cruzate, G & E Rivero. 2008. Potasio, Calcio y Magnesio: Mapas de disponibilidad en distintos suelos de la república Argentina. Resúmenes del XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. ISBN 978-987-9269-61-6.
- Fogliata, F.A. 1995. Fertilización. En: Agronomía de la Caña de Azúcar, Vol. 3. El Graduado. Tucumán.
- Hernández, CF & RL Figueroa. 2005. Citrus. Editores: Echeverria H y García F. Fertilidad de los suelos y fertilización de cultivos. Ediciones INTA. Balcarce. Argentina Pag. 425-443.
- Pérez Zamora, F. 1999. Los suelos y el uso de los fertilizantes en la Caña de Azúcar para la provincia de Tucumán. Tesis Doctoral. INICA. La Habana, Cuba.
- Pérez Zamora, F. 2005. Caña de Azúcar. Editores: Echeverria H y García F. Fertilidad de los suelos y fertilización de cultivos. Ediciones INTA. Balcarce. Argentina Pag. 379-397.
- Sanzano, GA; E Arroyo; N Aranda; H Rojas Quinteros; F Madrid & J Di Marco. 2017. Muestreo intensivo para determinar la fertilidad del área cañera de la provincia de Tucumán-Argentina. XIV Congreso Internacional sobre el azúcar y derivados. Cuba.
- Zuccardi, RB & G Fadda. 1985. Bosquejo agroecológico de la provincia de Tucumán. Misc. 86. Facultad de Agronomía y Zootecnia. UNT. Tucumán. Argentina

C3P8. ENCALADO EN SUELOS SUBTROPICALES DEL NORESTE ARGENTINO

Barbaro, Sebastián; Iwasita, Bárbara; Guerrero, Diego; Bálsamo, Maricel; Sosa, Domingo; Moretti, Lucas; Albarracín, Silvia y Alvarenga, Fernando.

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, EEA Cerro Azul. Ruta Nacional Nº 14 Km. 836 (3313), Cerro Azul, Misiones. Argentina. barbaro.sebastian@inta.gob.ar

RESUMEN

El aporte de enmiendas de tipo calcáreas como corrección de la acidez de suelo es una práctica recomendada en Misiones donde existen suelos ácidos. Los fundamentos de esta práctica se relacionan con la necesidad de que ciertos elementos tóxicos para la planta sean insolubles y por el contrario, que se encuentren disponibles los nutrientes esenciales para su desarrollo y crecimiento. Para determinar la dosis de encalado existen innumerables métodos, habiendo cálculos tendientes a neutralizar el aluminio y otros simplemente para elevar el pH del suelo a rangos más eficientes. Sin embargo no se cuenta con suficiente información local acerca de encalado en suelos rojos. Entre los materiales utilizados con mayor frecuencia se encuentran la dolomita, un mineral compuesto de carbonato de calcio y magnesio y cenizas, esta última obtenida como subproducto de la industria yerbatera. El objetivo de este trabajo fue evaluar dos maneras de calcular la dosis de corrección de pH, una que tiene en cuenta la neutralización de aluminio y otra que considera el estado de saturación del complejo de cambio. Además se midió el efecto sobre el rendimiento de *Stevia rebaudiana* Bertoni ("Stevia") y también se evaluó a la ceniza como correctora de la acidez del suelo. Se llevaron a cabo dos ensayos ubicados en parcelas aledañas a la EEA Cerro Azul, el diseño para ambos ensayos fue de bloques completos aleatorizados con dos tratamientos y tres repeticiones. El primer ensayo se realizó sobre un suelo del orden Ultisol, donde se evaluaron las dos dosis de dolomita resultantes de las formulas propuestas. El segundo sobre un Alfisol, donde se evaluó la ceniza como correctora de pH en comparación a la dolomita. En ambos ensayos se tomaron muestras de suelo de los primeros 5 cm de profundidad en el período de un año con una frecuencia mensual para realizar las determinaciones de pH actual (en agua relación 1:2,5) y pH potencial (utilizando KCl 1N relación 1:2,5). Se realizó el análisis de cada material correctivo empleado. Como resultado, se elevó el pH del suelo Ultisol de 4,1 a 6,6 con la dosis de 2300 Kg y de 4,1 a 6,8 con la dosis de 4800 Kg. Los rendimientos de la Stevia fueron de 1100 kg ha^{-1} y 1200 kg h^{-1}a respectivamente. En el segundo ensayo, el comportamiento de la ceniza fue similar al de dolomita corrigiendo ambos materiales el pH del suelo en forma efectiva. Es posible realizar la corrección de la acidez del suelo considerando una dosis mínima para eliminar el aluminio intercambiable, ya que se obtienen valores de pH y rendimientos similares entre ambas dosis. La ceniza proveniente de la industria yerbatera es una opción válida como material correctivo, teniendo además otros beneficios para mejorar la fertilidad del suelo.

Palabras clave: suelos ácidos, pH, enmiendas.

C3P9. DISTANCIAMIENTO ENTRE HILERAS Y EFICIENCIA DE USO DE FOSFORO EN MAÍZ BAJO SIEMBRA DIRECTA

Barbieri, PA[1,2]; Echeverría, HE[1]; Sainz Rozas HR[1,2] y Andrade, FH[1,2]

[1]Unidad Integrada Balcarce INTA-Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Ruta Nac. 226 km 73,5, Balcarce, Buenos Aires, Argentina. [2]CONICET.
*Autor de contacto: barbieri.pablo@inta.gob.ar

RESUMEN

La reducción de la distancia entre hileras ha demostrado incrementar la eficiencia de uso de nitrógeno (N) en el cultivo de maíz bajo SD. Sin embargo, se dispone de poca información sobre los efectos del espaciamiento entre hileras y de la disponibilidad de N sobre la eficiencia del uso de P. El objetivo de este estudio fue evaluar la eficiencia de uso de P, en el cultivo de maíz bajo SD en respuesta al espaciado entre hileras bajo diferentes regímenes de N durante dos estaciones de crecimiento. Los tratamientos evaluados fueron tres espaciamientos entre hileras (35, 52 y 70 cm) y tres dosis de N (0, 90 y 180 kg N ha^{-1}). Se determinó la materia seca (MS) en V6 y madurez fisiológica, el rendimiento en grano y el P acumulado por el cultivo. Además se calculó la eficiencia de utilización de P (EUP = g MS o rendimiento de grano por g de P absorbido), eficiencia de absorción de P (EA = g P absorbido / g P disponible), eficiencia de uso de P (EU = g rendimiento MS o grano por g de P disponible). La dosis de N y la reducción de la distancia entre hileras aumentaron la MS total, el rendimiento en grano y el contenido de P acumulado. La concentración de P, EUP, EA, EU en MS o en grano no se vieron afectadas por el espaciamiento entre hileras o la dosis de N. El presente estudio mostró que el espaciamiento entre hileras no afectó la eficiencia de uso de P en maíz bajo siembra directa cuando la disponibilidad de P en el suelo no fue limitante.

Palabras claves: fertilización, manejo de cultivo, eficiencia de uso de nutrientes

INTRODUCCIÓN

Después del nitrógeno, el fósforo (P) es el nutriente más importante que limita la producción de cultivos. La eficiencia del uso de P para la producción de cereales es baja si se evalúa en el corto plazo (a la cosecha del cultivo), y dicho valor puede oscilar del 16 al 20% del P aplicado (Dhillon *et al*., 2017). Por lo tanto, es imprescindible identificar estrategias y prácticas de manejo que mejoren la eficiencia del uso de dicho nutriente. La eficiencia de utilización de fósforo (EUP) puede aumentar de dos maneras: incrementando la eficiencia de uso de P (EU = DM o rendimiento en grano por unidad de P disponible) o eficiencia de recuperación de P (ER = capacidad del sistema de raíces para obtener P del suelo). Existen reportes que indican aumentos en la eficiencia de uso de P según el método de aplicación de P, fuente, dosis o momento de aplicación (Wittry & Mallarino 2004; Lombi *et al.*, 2006; Mosali *et al.*, 2006; Barbieri *et al.*, 2014). Sin embargo, es escasa la información existente del efecto de las prácticas de manejo de cultivo sobre la eficiencia del uso de P.

La disminución del espaciamiento entre hileras, al igual que la densidad de plantas, produce una distribución más equidistante de plantas dentro de la hilera, y ayudará a minimizar la competencia entre las plantas por agua, nutrientes y luz (Shibles & Weber, 1966; Bullock *et al.*, 1988). Ma *et al.* (2003) plantearon la hipótesis que plantas de maíz en hileras estrechas asignan más materia seca acumulada tempranamente a sus raíces aumentando la densidad de raíces, volviéndose así más tolerantes al estrés y más eficientes en la absorción de nutrientes. Dado que las raíces de las plantas entran en contacto con solo 1 o 2% del volumen total del suelo, sería de esperar que los cambios en el tamaño y la distribución del sistema de raíces tengan un impacto en la absorción de nutrientes. Esto sería especialmente cierto para los nutrientes poco móviles como P, donde la absorción se debe principalmente a la difusión y la intercepción radicular. Sharratt & McWilliams (2005) informaron que la densidad de raíces en el entre surco era mayor para cultivos de maíz con distancia entre hileras reducidas que para espaciamientos a 70 cm. Por lo tanto, la reducción de la distancia entre hileras podría aumentar la absorción de P y la eficiencia de recuperación. Aumentos en la eficiencia de recuperación de N por efecto de reducir la distancia entre hileras en el cultivo de maíz fueron informados por Barbieri *et al.* (2008). No obstante, el efecto de la reducción de la distancia entre hileras sobre la eficiencia de uso de P no ha sido cuantificado. La mejora en la

eficiencia del uso de nutrientes es un objetivo esencial para la agricultura sustentable. En tal sentido, el objetivo de este estudio fue evaluar la eficiencia de recuperación de P en maíz en función del distanciamiento entre hileras y la dosis de N.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los experimentos se realizaron durante dos estaciones de crecimiento en la EEA-INTA Balcarce. El suelo fue un complejo de Argiudoll Tipico y un Paleudoll petrocálcico (horizonte petrocálcico inferior a 70 cm), con una textura franca en la capa superficial (0-25 cm de profundidad), franco a franco arcilloso en el subsuelo (profundidad de 25-110 cm) y franco arenoso debajo de la profundidad de 110 cm (horizonte C). El contenido de disponible (P Bray-1) en el suelo fue de 17,2 y 36,9 mg kg^{-1} en la estación de crecimiento 1 y 2, respectivamente. En ambas estaciones de crecimiento, el cultivo antesesor fue maíz y la cobertura del suelo por los residuos fue entre 80 y 90%. En ambas campañas, se fertilizó a la siembra con 20 kg P ha^{-1} y se aplicaron riegos complementarios para garantizar el agua no limitara el crecimiento del cultivo. Las malezas y los insectos fueron controlados de manera efectiva.

El diseño experimental fue en parcelas divididas con tres repeticiones, donde la parcela principal fue la dosis de N (0, 90 y 180 kg de N ha^{-1}) y la subparcela fue la distancia entre hileras (70, 52 y 35 cm). El fertilizante nitrogenado aplicado fue urea (46% N) al momento de la siembra. En los estadios de V6 y madurez fisiológica, se cosecharon 10 plantas de maíz de las tres hileras interiores para determinar la acumulación de materia seca (MS). Las muestras se secaron en estufa (60ºC), se pesaron y se molieron. El P orgánico total se determinó por digestión ácida con HNO_3 y $HClO_4$ (Saunder & Williams 1955) y se cuantificó mediante colorimetría (Murphy & Riley 1962). El P total acumulado en cada fracción se calculó como el producto de la concentración de P (base de peso seco) y el peso seco. En la madurez, tres hileras interiores de 7,15 m de largo de cada unidad experimental fueron cosechadas a mano para determinar el rendimiento de grano expresado al 14% de humedad.

En los estadios de V6 y R6 se determinó: eficiencia de utilización de P (EUP = g MS o rendimiento de grano por g de P absorbido), eficiencia de absorción de P (EA = g P absorbido / g P disponible), eficiencia de uso de P (EU = g rendimiento MS o grano por g de P disponible) (Sandaña & Pinochet, 2014). Los resultados fueron analizados mediante análisis de la varianza (ANOVA) utilizando el Sistema de Análisis Estadístico (SAS Institute, 2008). Las diferencias entre medias de tratamiento se evaluaron usando el Test de Tukey ($P<0,05$)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Materia seca acumulada y rendimiento en grano

En ambas campañas, la acumulación de MS en V6 no fue afectada por el espaciamiento entre hileras yla dosis de N aumentó significativamente la MS solo en el año 1 (Tabla 1). En madurez fisiológica, se determinó interacción significativa distanciamiento x dosis de N en el año 1 (Tabla 1). La MS acumulada se incrementó solamente en los tratamientos con distancia entre hileras reducidas sin aplicación de N. En el año 2, la MS acumulada solamente se incrementó significativamente por efecto de la dosis de N (Tabla 1). El incremento en la MS acumulada sería el resultado de una mayor proporción de radiación incidente interceptada en los espaciamientos reducidos (Bullock *et al.,* 1988; Teasdale 1995; Barbieri *et al.,* 2000). Incrementos en la MS acumulada por efecto de reducir el espaciamiento entre hileras han sido informados por otros autores (Bullock *et al.*,1988; Cox *et al.*,1998; Cox *et al.*,2006).

Se determinó interacción significativa distanciamiento entre hileras x dosis de N para el rendimiento de grano en el año 1. Al igual que lo determinado para MS, el rendimiento solamente se incrementó en los tratamientos con distancia entre hileras reducidas sin aplicación de N (Figura 1). En el año 2, el rendimiento en grano se incrementó significativamente por el efecto del espaciamiento y la dosis de N (Figura 1). La respuesta en rendimiento a la reducción del espaciamiento entre hileras fue el resultado de una mayor radiación interceptada durante el período crítico de determinación de rendimiento (Barbieri *et al.,* 2000; Andrade *et al.,* 2002). Incrementos de rendimiento por efecto de la reducción de la distancia entre hileras también han sido informados por Bullock *et al.*(1988), Porter *et al.* (1997), Ottman & Welch (1989), Barbieri *et al.,* 2000; Andrade *et al.* (2002), Widdicombe & Thelen (2002), Shapiro & Wortmann (2005), Acciaresi & Chidichimo (2007).

Fósforo acumulado, eficiencia de utilización, eficiencia de absorción y eficiencia de uso de P

En ambos años, la concentración de P no fue afectada por el espaciamiento entre hileras o la dosis de N (Tabla 1). En madurez fisiológica, la acumulación de P (MS o grano) se incrementó significativamente por efecto del espaciamiento y la dosis de N. Sin embargo, esto se debió principalmente a las diferencias en la acumulación de MS o rendimiento en lugar de la concentración de P (Tabla 1). En ambos años, el índice de cosecha de P no fue afectado por el espaciamiento o la dosis de N siendo en promedio de 0,84 (datos no mostrados).

En ambos años, el espaciamiento entre hileras y la dosis de N no afectaron la EUP, EA ni EU (Tabla 2) como consecuencia de que no hubo cambios significativos en la absorción de P. Los nutrientes y la absorción de agua por las plantas están muy influenciados por el desarrollo y la morfología del sistema radicular (Eghball *et al.,* 1993). Palmer *et al.* (1973) y Fairey & Daynard (1978) informaron que cultivos creciendo con mayores espaciamientos entre hileras resultan en una mayor intercepción de radiación por las hojas inferiores, que suministran carbohidratos a las raíces para la absorción de nutrientes y otros procesos metabólicos. Por otro lado, Ma *et al.* (2003) propusieron que las plantas de maíz que crecen en espacios estrechos entre las hileras podrían asignar más asimilados a las raíces, siendo más eficientes en la absorción de nutrientes. Sin embargo, los resultados de la concentración de P en este estudio (MS o grano) mostraron que el espaciamiento entre hileras no afectó la absorción de P (Tabla 1) y, por lo tanto, EUP, EA, EU y ER no se vieron afectados por el espaciamiento entre hileras (Tabla 2). Ottmann & Welch (1988) informaron que los patrones de siembra no influyeron en la concentración de nutrientes de las plantas. Sin embargo, Hoff &Mederski (1960) encontraron que un espaciamiento de plantas más equidistante daba como resultado una mayor concentración de P en suelos con baja disponibilidad de P. En este experimento, la disponibilidad de P en el suelo fue óptima (17,2 mg kg^{-1}) y muy alta (36,9 mg kg^{-1}) en el año 1 y 2, respectivamente. Barbieri *et al.* (2008) informaron incrementos en la eficiencia de uso de N por efecto de la reducción de la distancia entre hileras. Esto fue debido principalmente al aumento en la eficiencia de recuperación en cultivos deficientes en N. Por lo tanto, futuras investigaciones podrían contemplar el efecto del espaciamiento entre hileras en la eficiencia de uso de P en suelos con baja disponibilidad de P.

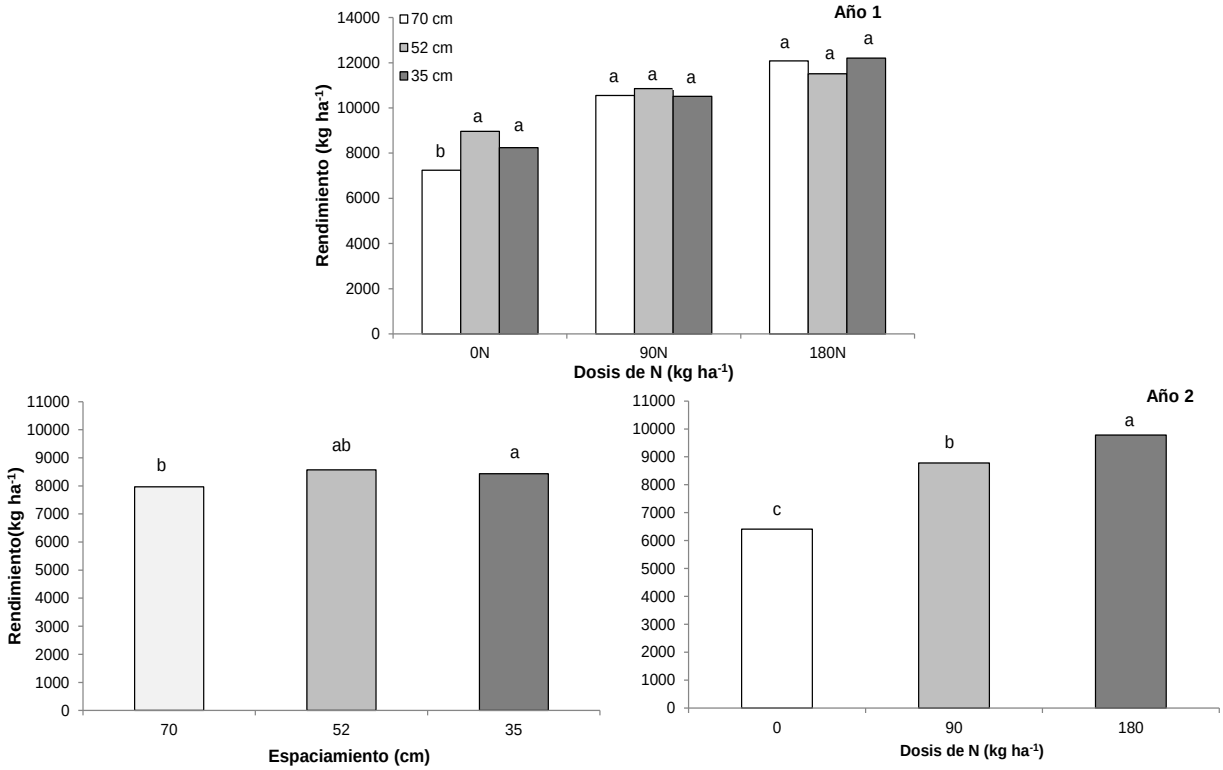


Figura 1: Rendimiento en grano del cultivo de maíz bajo SD afectado por el espaciamiento entre hileras y la dosis de N durante dos años. Letras diferentes indican diferencias significativas al 5% de probabilidad.

CONCLUSIONES

El presente estudio mostró que el espaciamiento entre hileras no afectó la eficiencia de uso de P en maíz bajo SD cuando la disponibilidad de P en el suelo fue adecuada.

Tabla 1: Materia seca y contenido de P afectado por el espaciamiento entre hileras y la dosis de N durante dos estaciones de crecimiento.

Año 1										Año 2							
Tratamiento			V6			Madurez Fisiológica					V6			Madurez Fisiológica			
Espaciamiento	N	MS	Contenido de P		MS	P content		P en grano		MS	Contenido de P		MS	P content		P en grano	
cm	Kg ha^{-1}	Kg ha^{-1}	%	Kg ha^{-1}	Kg ha^{-1}	%	Kg ha^{-1}	%	Kg ha^{-1}	Kg ha^{-1}	%	Kg ha^{-1}	Kg ha^{-1}	%	Kg ha^{-1}	%	Kg ha^{-1}
70	180	774,8	0,37	2,8	19094,4	0,17	31,1	0,25	26,2	435,5	0,35	1,41	16646,7	0,17	28,6	0,28	23,4
52	180	762,2	0,37	2,7	18819,9	0,19	35,2	0,30	30,0	459,3	0,35	1,52	17222,4	0,18	31,2	0,29	25,5
35	180	736,8	0,38	2,8	20255,4	0,19	36,3	0,29	31,0	451,6	0,32	1,56	16475,9	0,18	29,3	0,29	22,9
70	90	686,9	0,36	2,5	17706,5	0,17	28,8	0,26	23,9	408,5	0,36	1,30	15252,5	0,18	26,6	0,28	20,1
52	90	681,7	0,36	2,4	18790,5	0,16	29,8	0,26	24,2	419,7	0,33	1,46	15827,8	0,20	30,4	0,32	24,5
35	90	775,4	0,36	2,8	17625,2	0,20	34,8	0,29	26,3	402,5	0,35	1,42	15879,6	0,18	28,4	0,28	22,0
70	0	483,5	0,35	1,7	12990,1	0,17	23,6	0,27	17,2	278,1	0,35	1,03	11058,0	0,17	19,9	0,29	15,5
52	0	550,5	0,37	2,0	15491,2	0,18	27,1	0,31	20,7	385,2	0,35	1,43	11742,7	0,17	20,4	0,29	16,2
35	0	562,9	0,36	2,0	14566,9	0,18	25,0	0,29	20,8	391,4	0,36	1,56	12140,6	0,18	22,1	0,30	17,1
Promedio																	
70	-	648,4 a	0,36 a	2,3 a	16597,0	0,17 a	27,8 a	0,26 a	22,4 a	374,0 a	0,35 a	1,24 a	14319,1 a	0,17 a	25,0 b	0,28 a	19,8 a
52	-	664,5 a	0,36 a	2,4 a	17700,5	0,18 a	30,7 a	0,29 a	25,0 a	421,4 a	0,34 a	1,47 a	14930,1 a	0,18 a	27,3 a	0,30 a	22,0 a
35	-	691,7 a	0,37 a	2,6 a	17482,5	0,19 a	32,0 a	0,29 a	26,0 a	415,2 a	0,34 a	1,51 a	14832,0 a	0,18 a	26,6 a	0,29 a	20,7 a
-	180	758,0 a	0,37 a	2,7 a	19389,9	0,18 a	34,2 a	0,28 a	29,0 a	448,7 a	0,34 a	1,50 a	16781,7 a	0,17 a	29,7 a	0,29 a	23,9 a
-	90	714,6 a	0,36 a	2,5 a	18040,7	0,18 a	31,1 a	0,27 a	24,8 b	410,2 a	0,35 a	1,39 a	15653,3 b	0,19 a	28,4 a	0,29 a	22,2 b
-	0	532,2 b	0,36 a	1,9 b	14349,4	0,18 a	25,2 b	0,29 a	19,6 c	351,5 a	0,35 a	1,34 a	11647,1 c	0,17 a	20,8 b	0,29 a	16,3 c
ANOVA																	
Espaciamiento (E)		ns	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns
Nitrógeno (N)		*	ns	*	*	ns	*	ns	*	ns	ns	ns	*	ns	*	ns	*
E*N		ns	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

* Significativo 5% de probabilidad. ns, no significativo.

Tabla 2: Eficiencia de utilización de P (EUP = g MS o rendimiento de grano por g de P absorbido), eficiencia de absorción de P (EA = g P absorbido / g P disponible), eficiencia de uso de P (EU = g rendimiento MS o grano por g de P disponible).

Año 1								Año 2					
Tratamiento		V6			Madurez Fisiológica			V6			Madurez Fisiológica		
Espaciamiento	N	EUP	EA	EU	EUP	EA	EU	EUP	EA	EU	EUP	EA	EU
cm	Kg ha^{-1}												
70	180	271,8	0,046	12,6	338,7	0,501	169,6	288,3	0,014	4,0	290,6	0,263	76,1
52	180	273,1	0,044	12,1	286,2	0,574	161,6	292,6	0,015	4,2	281,5	0,288	80,8
35	180	262,3	0,046	12,0	292,3	0,593	171,4	315,0	0,014	4,2	282,4	0,270	75,5
70	90	279,6	0,040	11,2	316,9	0,468	148,2	280,7	0,014	3,8	276,8	0,245	66,6
52	90	284,2	0,039	10,8	313,1	0,487	152,4	304,7	0,013	3,9	258,5	0,280	71,6
35	90	277,0	0,046	12,7	261,2	0,568	147,6	295,5	0,013	3,7	267,7	0,265	70,5
70	0	284,1	0,041	11,7	266,6	0,573	150,9	282,0	0,011	3,1	256,0	0,225	57,1
52	0	270,8	0,048	12,9	255,4	0,638	163,6	287,2	0,015	4,3	272,6	0,230	62,9
35	0	276,6	0,050	13,6	284,0	0,605	171,7	283,1	0,015	4,4	267,2	0,249	66,7
Promedio													
70	-	278,5 a	0,043 a	11,9 a	307,4 a	0,514 a	156,2 a	283,7 a	0,013 a	3,6 a	274,4 a	0,244 a	66,6 a
52	-	276,0 a	0,044 a	11,9 a	284,9 a	0,566 a	159,2 a	294,8 a	0,015 a	4,1 a	270,9 a	0,266 a	71,8 a
35	-	272,0 a	0,047 a	12,8 a	279,2 a	0,589 a	163,6 a	297,9 a	0,014 a	4,1 a	272,4 a	0,262 a	70,9 a
-	180	269,1 a	0,045 a	12,2	305,8 a	0,556 a	167,5 a	298,6 a	0,014 a	4,1 a	284,8 a	0,274 a	77,5 a
-	90	280,3 a	0,042 a	11,6	297,1 a	0,508 a	149,4 a	293,6 a	0,013 a	3,8 a	267,7 a	0,263 a	69,6 a
-	0	277,1 a	0,046 a	12,8	268,6 a	0,605 a	162,1 a	284,1 a	0,014 a	4,0 a	265,3 a	0,235 a	62,2 a
ANOVA													
Espaciamiento (E)		ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Nitrógeno (N)		ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
E*N		ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

* Significativo 5% de probabilidad. ns, no significativo.

BIBLIOGRAFÍA

- Acciaresi, HA & Chidichimo, HO. 2007. Spatial pattern effect on corn (Zea mays) weeds competition in the humid Pampas of Argentina. Int. J. Pest Manag. 53:195-206.
- Andrade, FH; Calviño, PA; Cirilo, A & Barbieri, P.A. 2002. Yield responses to narrow rows depend on increased radiation interception. Agron. J. 94:975–980.
- Barbieri, PA; Sainz Rozas, HR; Andrade, FH & Echeverría, H.E. 2000. Row spacing effects at different levels of nitrogen availability in maize. Agron. J. 92:283–288.
- Barbieri, PA; Echeverría, HE; Sainz Rozas, HR & Andrade, FH. 2008. Nitrogen use efficiency in maize as affected by nitrogen availability and row spacing. Agron. J. 100:1094–1100.
- Barbieri, PA; Sainz Rozas, HR; Covacevich, F & Echeverría, HE. 2014. Phosphorus Placement Effects on Phosphorous Recovery Efficiency and Grain Yield of Wheat under No-Tillage in the Humid Pampas of Argentina. Int. J. of Agronomy Volume 2014, Article ID 507105, 12 pages
- Bullock, DG; Nielsen, RL& Nyquist, WE. 1988. A growth analysis comparison of corn grown in conventional and equidistant plant spacing. Crop Sci. 28:254–258.
- Cox, WJ; Cherney, DJR & Hanchar, JJ. 1998. Row spacing, hybrid and plant density eff ects on corn silage yield and quality. J. Prod. Agric. 11:128–134.
- Cox, WJ; Hanchar, JJ; Knoblauch, WA & Cherney, JH. 2006. Growth, yield, quality, and economics of corn silage under different row spacings. Agron. J. 98:163–167.
- Dhillon, J; Torres, G; Driver, E; Figueiredo, B & Raun, WR. 2017. World phosphorus use efficiency in cereal crops. Agron. J. 109:1670–1677..
- Eghball, B; Settimi, JR; Maranville, JW & Parkursr, AM. 1993. Fractal analysis for morphological description on corn roots under nitrogen stress. Agron. J. 85: 287-289.
- Fairey, NA & Daynard, TB. 1978. Assimilate distribution and utilization in maize. Can. J. Plant Sci. 58: 719-730.
- Hoff, DJ & Mederski, HJ. 1960. Effect of equidistant corn plant spacing on yield. Agron. J. 52:295-297.
- Lombi, E; Scheckel, KG; Armstrong, RD; Forrester, S; Cutler, JN & Paterson, D. 2006. Speciation and distribution of phosphorus in a fertilized Soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 70:2038–2048..
- Ma, BL; Dwyer, LM & Costa, C. 2003. Row spacing and fertilizer nitrogen effects on plant growth and grain yield of maize. Can. J. Plant Sci. 83: 241-247.
- Mosali, J; Desta, K; Teal, RK; Freeman, KW; Martin, KL; Lawles, JW & Raun, WR. 2006. Effect of foliar application of phosphorus on winter wheat grain yield, phosphorus uptake, and use efficiency. J. Plant Nutr. 29:2147–2163.
- Murphy, J & Riley, JP. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Anal. Chim. Acta.27: 31-36.
- Ottman, MJ & Welch, LF. 1989. Planting pattern and radiation interception, plant nutrient concentration, and yield in corn. Agron. J. 81:167–174.
- Palmer, AFE; Heichel, GH & Musgrave, RB. 1973. Patterns of translocation, respiratory loss, and redistribution of 14C in maize labeled after flowering. Crop Sci. 13: 371-376.
- Porter, PM; Hicks, DR; Lueschen, WE; Ford, JH; Warnes, DD & Hoverstad, TR. 1997. Corn response to row width and plant populations in the northern Corn Belt. J. Prod. Agric. 10: 293-300.
- Sandaña, P & Pinochet, D. 2014 Grain yield and phosphorus use efficiency of wheat and pea in a high yielding environment. J. Soil Sci. Plant Nutr. 14, 973–986.
- Sander, D; Penas, E & Eghball, B. 1990. Residual effects of various phosphorus application methods on winter wheat and grain sorghum. Soil Sci. Soc. Am. J. 54:1473–1478.
- SAS Institute. 2008 .The SAS system for windows. Version 9.2. SAS Institute, 384 Cary, NC.
- Saunders, WMH & Williams, EG. 1955. Observations on the determination of total organic phosphorus in soil. J. Soil Sci. 6: 254-267.
- Sharratt, BS & McWilliams, DA. 2005. Microclimatic and rooting characteristics of narrow-row versus conventional-row corn. Agron. J. 97:1129–1135.Stivers, R.K., Griffith, D.R. & Christmas, E.P. 1971. Corn performance in relation to row spacings, populations, and hybrids on five soils in Indiana. Agron. J. 63:580–582.
- Widdicombe, WD. & Thelen, KD. 2002. Row width and plant density effects on corn grain production in the northern corn belt. Agron. J. 94:1020–1023.
- Wittry, DJ & Mallarino, AP. 2004. Comparison of uniform and variable rate phosphorus fertilization for corn–soybean rotations. Agron. J. 96:26–33.

C3P10. RESPUESTA DEL CULTIVO DE SOJA (*Glycine max.*) AL AGREGADO DE ZINC Y BORO

Barbieri, Pablo A.[1,2]; Sainz Rozas, Hernán R.[1,2]; Echeverría, Hernán E.[1]; Salvagiotti, Fernando[3]; Ferraris, Gustavo H.[4]; Sánchez, Héctor A.[5]; Caceres Diaz, Raúl O.[6] y Bustos, Ana N.[7]

[1]Unidad Integrada INTA-FCA, Ruta 226 km 73.5, Balcarce, Argentina (7620); [2]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET); [3]Estación Experimental Agropecuaria Oliveros – Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Ruta 11 km 353, Oliveros, Argentina (2206); [4]Estación Experimental Agropecuaria Pergamino – Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Av. Frondizi Km 4,5, Pergamino, Buenos Aires, Argentina (2700); [5]Estación Experimental Agropecuaria Famaillá – Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Ruta Prov. 301 km 32, Famaillá, Tucumán, Argentina (4132); [6]Estación Experimental Agropecuaria Salta – Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Ruta Nac. 68 - Km 172, Cerrillos Salta, Argentina (4403); [7]Estación Experimental Agropecuaria Manfredi – Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Ruta Nac. 9 km 636, Manfredi, Argentina (5988)
Autor de contacto: barbieri.pablo@inta.gob.ar

RESUMEN

El zinc (Zn) y el boro (B) son los principales micronutrientes que se mencionan como factibles de producir mermas en el rendimiento. Existe escasa información sobre modelos de diagnóstico y estrategias de fertilización con Zn y B para soja y sobre la influencia de otros factores edáficos que afectan su disponibilidad. Los objetivos de este trabajo fueron determinar la respuesta en rendimiento en grano (RG) al agregado de Zn y B en el cultivo de soja y evaluar la contribución de algunas variables edáficas a modelos de diagnóstico. Se condujeron 14 experimentos en la región pampeana y extrapampeana evaluando cuatro tratamientos: Testigo (sin la aplicación de Zn y B), y con aplicación foliar de: Zn, B y Zn +B, dispuestos en un diseño en bloques completos aleatorizados. Se tomaron muestras de suelo a 0-20 cm y se analizó: pH, MO, PBray^{-1}, contenido de Zn-DTPA y B extractable con agua caliente. Se determinó un amplio rango de valores de disponibilidad de Zn y B en los sitios experimentales, oscilando entre 0,8 y 7,1 mg kg^{-1} y 0,6 a 2,1 mg kg^{-1}, respectivamente. Los rendimientos promedios a través de los sitios variaron desde 1,89 a 5,49 Mg ha^{-1} y no fueron afectados por la fertilización con Zn, B o Zn+B. Se comprobó una interacción significativa ($P \leq 0,01$) entre sitio*fertilización para el RG, y se observó una respuesta diferente a través de los sitios (desde -0,524 hasta 0,488 Mg ha^{-1}). La inclusión del pH, MO y P-Bray a un modelo de diagnóstico de Zn y B extractables, no fue significativa ($P \geq 0,01$). Para el cultivo de soja, los umbrales internacionales de Zn y B en suelo serían adecuados para el diagnóstico de su deficiencia y no serían limitantes para las condiciones edafoclimáticas evaluadas en esta experiencia.

Palabras claves: micronutrientes; fertilización; disponibilidad

INTRODUCCIÓN

La soja (*Glycine max*.) es el principal cultivo de grano en Argentina y el de mayor producción, cuya superficie sembrada representa el 54% de las casi 35 millones de hectáreas sembradas (2006-2016) (SIIA, 2017). El incremento sostenido de su producción se ha basado fundamentalmente en el aumento del área sembrada en la región pampeana, desplazando al maíz y al girasol, y en regiones extra pampeanas, ya sea desplazando a otros cultivos o abriendo nuevas áreas de producción (García F.O, 2015). Pese a esto, el rendimiento promedio nacional presenta una brecha del 32% respecto a rendimiento potencial que puede alcanzar dicho cultivo en secano (Aramburu Merlos *et al.*, 2015). Una de las causas de la brecha productiva, es la escasa aplicación de tecnología y bajo nivel de fertilizantes utilizados en años favorables, lo que resulta en balances negativos de nutrientes.

La agricultura argentina se desarrolló inicialmente, basándose en la alta fertilidad natural de los suelos, con bajo uso de fertilizantes y, en el caso de la región pampeana, con rotaciones de cultivos anuales y pasturas perennes. El deterioro progresivo de la capacidad de abastecimiento de nutrientes, como resultado de pérdidas de materia orgánica (MO) y de balances negativos de nutrientes, generó deficiencias de N, P, S y, recientemente, de micronutrientes como boro (B) y zinc (Zn) (García & Diaz Zorita, 2015). Además, esta caída se ha producido fundamentalmente a expensas de las fracciones más lábiles de la misma, las que poseen mayor capacidad de liberar nutrientes. Si bien se emplean fertilizantes con nitrógeno (N), fósforo (P) y azufre (S), los cultivos exportan otros nutrientes que no son repuestos como es el caso de algunos micronutrientes como Zn y B, que podrían afectar el rendimiento de los mismos. Teniendo en cuenta que, las plantas de soja obtienen alrededor del 60% del N a través de la fijación biológica y que el requerimiento

de P, para alcanzar el 90% del rendimiento máximo, es considerablemente más bajo que para el trigo y el maíz, es relevante considerar los requerimientos de otros nutrientes como el S y de micronutrientes, como Zn y B. Dichos micronutrientes, son elementos esenciales en la nutrición de las plantas, requeridos en pequeñas cantidades, pudiendo su deficiencia limitar las funciones metabólicas y con ello, provocar disminución en el rendimiento y calidad de grano. Dichas deficiencias son menos frecuentes que para el caso de N, P y S en los suelos de la región pampeana, ya sea por no manifestarse en forma aguda, o porque debido a la falta de investigación, no se las ha detectado e informado (Fontanetto *et al.*, 2009).

Recientemente, en un relevamiento de los niveles de Zn y B en suelos de aptitud agrícola de la región pampeana, Eyherabide *et al.* (2012) y Sainz Rozas *et al.* (2012), determinaron que los niveles de Zn en suelos bajo agricultura han disminuido notablemente (65 al 74%, respecto de la condición prístina), encontrándose cercanos a los umbrales de deficiencia mencionados en la bibliografía. Para el caso de B, se produjo una reducción de los niveles en los suelos bajo agricultura siendo la misma de menor magnitud respecto a Zn, y en gran parte de la región pampeana, estos niveles de B no serían limitantes. En cambio, principalmente al norte de dicha región, se han determinado valores cercanos o por debajo de los umbrales críticos internacionales, en coincidencia con lo reportado por Torri *et al.* (2011) y Miretti *et al.* (2012). En este contexto, se comenzaron a realizar estudios de respuesta a la aplicación de B y Zn en cultivos extensivos, como maíz, trigo y girasol en distintas áreas de la región pampeana (Ratto *et al.*, 1999; Melgar *et al.*, 2001; Sainz Rozas *et al.*, 2003; Ferraris *et al.*, 2009; Espósito *et al.*, 2010; Barbieri *et al.*, 2017).

Existe escasa información sobre modelos de diagnóstico y fertilización con Zn y B en el cultivo de soja, debido particularmente a que, en los estudios realizados a campo no se determinaron respuestas o los métodos de diagnóstico utilizados no fueron efectivos para predecir la misma (Enderson *et al.*, 2015). En este contexto, la baja correlación entre los niveles extraídos y la respuesta a la fertilización, sugieren que otras variables edáficas tales como la MO, pH, y P-Bray (Havlin *et al.*, 1999; Catlett *et al.*, 2002; Alloway, 2009) pueden afectar la disponibilidad de Zn y B; por lo que su inclusión a los modelos de diagnóstico podría mejorar las estimaciones de respuesta en el cultivo de soja.

El Zn y el B son los principales micronutrientes que se mencionan como factibles de producir mermas en el rendimiento, ya que se encuentran por debajo del rango de suficiencia en gran parte de los suelos agrícolas de la región pampeana argentina. Es escasa la información que existe sobre la respuesta a la fertilización en el cultivo soja, por lo que surge la necesidad de explorar su ocurrencia en dicho cultivo, que representa más del 50% de la superficie sembrada en nuestro país. Los objetivos de este trabajo fueron determinar la respuesta en rendimiento al agregado de Zn y B en el cultivo de soja y evaluar la contribución de algunas variables edáficas (pH, MO, P-Bray) a modelos de diagnóstico, para mejorar la precisión en las predicciones de respuesta bajo condiciones de campo, prevenir deficiencias y promover un manejo racional de la fertilización.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron 14 experimentos en la región pampeana y extrapampeana (provincias de Buenos Aires, Santa Fe, Santiago del Estero, Tucumán y Chaco) evaluando cuatro tratamientos: Testigo (sin la aplicación de Zn y B), Zn (foliar aplicado en V6 750 g ha^{-1}, (Fehr & Caviness, 1977), B (foliar aplicado en R1 150 g ha^{-1}, (Fehr & Caviness, 1977) y Zn +B (foliar aplicados en V6 y R1, respectivamente) dispuestos en un diseño en bloques completos aleatorizados. A la siembra se realizó un muestreo de suelo (0-20 cm) y se determinó: pH, MO (Walkey & Black, 1934), P disponible (Bray & Kurtz, 1945), contenido de Zn extractable con DTPA (Lindsay & Norvell, 1978) y B extractable con agua caliente (Bingham, 1982).

Las prácticas de manejo como variedades, densidad de plantas, espaciamiento entre hileras, control de malezas e insectos fueron las que comúnmente son utilizadas por los productores de cada región. Al momento de la siembra, todos los experimentos fueron fertilizados con 20 kg P ha^{-1} y 15 kg S ha^{-1}. En madurez fisiológica se determinó el rendimiento en grano y fue ajustado al 13,5% de humedad.

Los datos fueron analizados (p=0,05) usando un diseño en parcelas divididas en donde la parcela principal fue el sitio experimental y la sub parcela los tratamientos de fertilización mediante el uso del procedimiento PROC MIXED del programa SAS 9.2 (SAS Inst., 2008). Se realizaron análisis de regresión entre el rendimiento relativo (RR) y las variables edáficas medidas (Zn-DTPA, B, pH, MO, y P-Bray) utilizando las rutinas del programa SAS 9.2 (SAS Inst., 2008). El RR se calculó como el cociente entre el rendimiento en grano promedio de cada tratamiento testigo dividido por el rendimiento promedio de cada tratamiento fertilizado, multiplicado por 100.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los sitios en donde se llevaron a cabo los experimentos abarcan una gran área de condiciones edafoclimaticas de la Región Pampeana, esto se ve reflejado en los valores de pH, P disponible y MO de los suelos (Tabla 1). Se determinó un amplio rango de disponibilidad de Zn y B en los sitios experimentales, oscilando entre 0,8 y 7,1 mg kg^{-1} y 0,6 a 2,1 mg kg-1, respectivamente. Similar comportamiento se observó para pH (5.4 -7.8), contenido de MO (1.3-6.2 %) y P disponible (11,2-222,3 mg kg^{-1}) (Tabla 1). Teniendo en cuenta los umbrales de Zn (0,4-0,9 mg kg^{-1} Sims & Johnson, 1991) y B (< 0,5 mg kg^{-1} Gerwing & Gelderman, 2005) citados en la bibliografía, ningún sitio presentaría deficiencias de dichos nutrientes (Tabla 1).

Tabla 1: Características de suelo de los sitios experimentales

Sitio	pH	P	MO	Zn-DTPA	B
		mg kg^{-1}	%	mg kg^{-1}	mg kg^{-1}
Balcarce 1	6,0	25,4	4,7	1,8	1,27
Balcarce 2	6,2	35,6	6,2	4,0	1,2
Balcarce 3 Secano	6,0	26,3	4,3	1,7	1,0
Balcarce 3 Riego	6,3	32,2	5,1	1,5	1,0
Oliveros 1	5,9	16,1	2,3	1,8	0,7
Oliveros 2	6,3	34,5	2,0	1,6	0,8
El Palomar, Santiago del Estero	8,0	84,2	2,3	3,8	1,4
La Cocha Pintos, Tucumán	7,0	11,2	2,8	1,9	0,7
La Cocha Padovani, Tucumán	7,8	110,3	2,1	7,1	1,7
Pergamino 1	5,5	19,7	3,7	0,8	1,5
Pergamino 2	5,4	15,7	3,4	0,9	0,6
Rafaela	5,8	52,9	2,6	6,3	1,1
Las Breñas, Chaco	7,1	222,3	2,3	2,3	1,8
Famailla, Tucumán	8,0	80,0	1,3	1,8	2,1

El rendimiento en grano fue afectado por la interacción ($P \leq 0,01$) sitio x fertilización. Dicha interacción fue consecuencia de la diferente respuesta a la fertilización a través de los sitios. A pesar de esta interacción, el rendimiento en grano no fue significativamente afectado ($P \geq 0,01$) por la fertilización con Zn, B o Zn+B, siendo la respuesta en redimiendo desde -0,524 hasta 0,488 Mg ha^{-1}. El rendimiento en grano fue afectado significativamente por la variable sitio ($P \leq 0,01$) (Figura 1). Los rendimientos promedios a través de los sitios variaron desde 1,89 a 5,49 Mg ha^{-1}. Como fue mencionado, utilizando los umbrales citados en la bibliografía para ambos micronutrientes ningún sitio se encontraría bajo dicho umbral y por lo tanto, no sería de esperar respuesta a la aplicación de Zn y B.

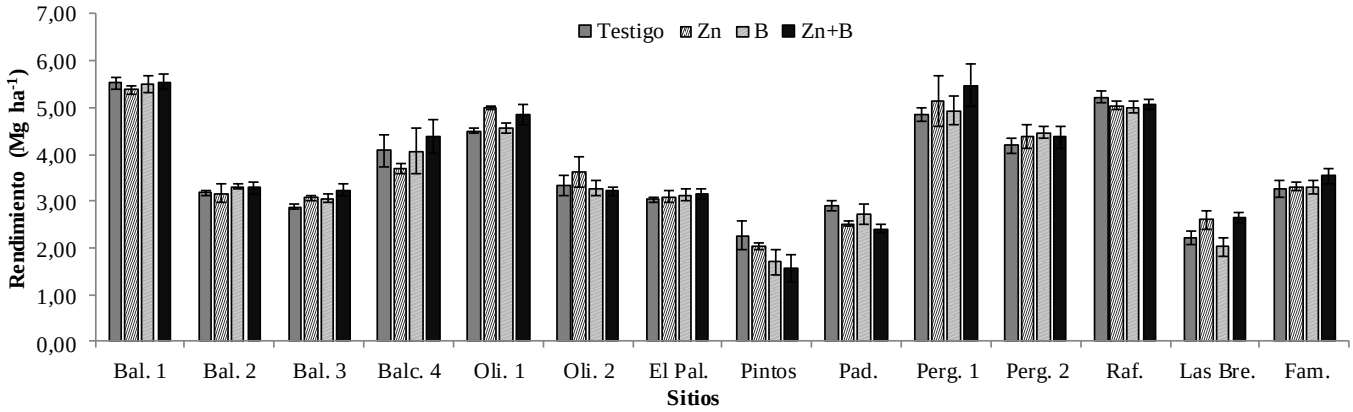


Figura 1: Rendimiento promedio en Mg ha^{-1} del cultivo de soja en 14 sitios de la región pampeana. Bal.= Balcarce (Bs As), Oli.= Oliveros (Santa Fe), El Pal.= El Palomar (Stgo del Estero), Pad. Padovani (Tucumán), Perg.= Pergamino (Bs As), Las Bre.= Las Breñas (Chaco), Fam.= Famailla (Tucumán). Las líneas verticales indican el desvío estándar para cada tratamiento.

Los resultados obtenidos mostraron que no se determinó respuesta a la aplicación de Zn y B. Cuando se relacionó el RR del cultivo de los tratamientos Testigos con el contenido de Zn y B en suelo (0-20 cm) no se determinó ninguna asociación (Figuras 2 y 3), por lo tanto, sería posible inferir que para los sitios evaluados los umbrales informados en la bibliografía internacional serian adecuados para predecir la respuesta a la aplicación de dichos micronutrientes en el cultivo de soja. En investigaciones futuras, se deberían incluir sitios con bajos contenidos de Zn y B en suelo con el objetivo de determinar la respuesta del cultivo a la aplicación de estos micronutrientes. A su vez, sería factible analizar la variación del contenido de estos micronutrientes en los tejidos foliares y grano, ya que podrían correlacionarse con la respuesta del cultivo a la fertilización, y podría utilizarse como herramienta complementaria al análisis de suelo para mejorar la precisión en la recomendación de fertilización.

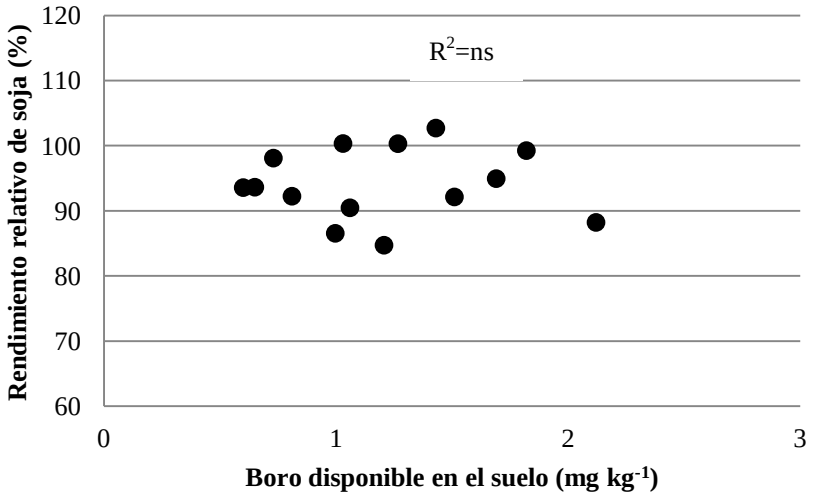


Figura 2: Relación entre el rendimiento relativo de soja en parcelas testigo y el contenido inicial de B disponible en el suelo (0-20 cm) en los 14 sitios experimentales.

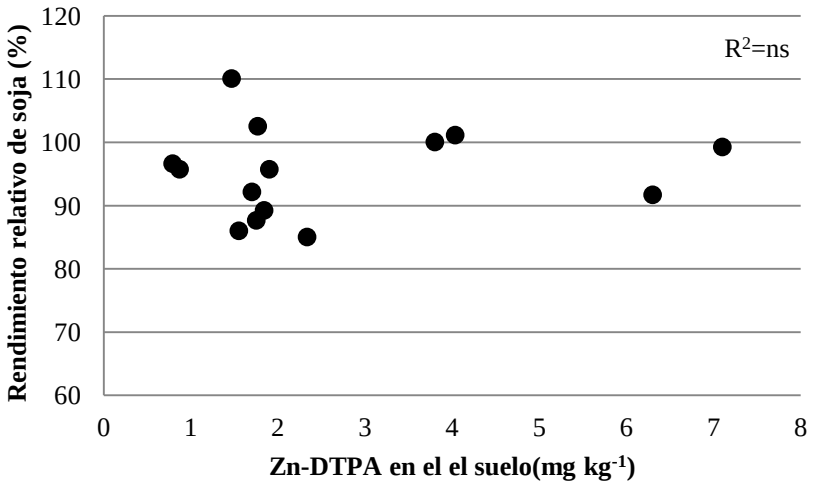


Figura 3: Relación entre el rendimiento relativo de soja en parcelas testigo y el contenido inicial de Zn-DTPA disponible en el suelo (0-20 cm) en los 14 sitios experimentales.

La baja capacidad para predecir la magnitud de la respuesta al Zn y B puede deberse en parte, a la influencia de factores relacionados con la disponibilidad potencial de estos nutrientes que no pueden cuantificarse durante la extracción. Nuestros resultados arrojaron que no fue significativa ($P \geq 0,01$) la adición de las variables edáficas pH, MO,

contenido de P-Bray al Zn y B extractables al ajustar modelos de regresión, resultados que se explican principalmente por la falta de respuesta al agregado de Zn y B. Sillampaa (1982) y Barbieri *et al.* (2017) informaron que la predicción de la respuesta a Zn en trigo y maíz no mejoró por la inclusión del pH por lo que su inclusión en un modelo de diagnóstico no mejoró la predicción de la respuesta a la fertilización; este mismo resultado fue hallado en maíz, donde Larsen *et al.* (2016) informaron que la inclusión dichas propiedades junto con el Zn extraído con DTPA no mejoró la predicción de la respuesta, respecto a solo considerar el Zn. Para el caso del fósforo (P), en experimentos de larga duración, Richardson *et al.* (2011) comprobaron que, ante aumentos en la disponibilidad de P, la variación en la disponibilidad de Zn no fue significativa. Por otra parte, mientras algunos trabajos sugieren relación entre el B extraído con agua caliente con algunas propiedades edáficas, tales como la textura del suelo, MO, pH, P-Bray^{-1} y concentración de $CaCO_3$ (Sims & Jhonson, 1991; Havlin *et al.*, 1999; Rashid *et al.*, 2004), otros autores, Arora *et al.* (2014), informaron que el B extractable se correlacionó con la MO (0,93), contenido de arcillas (0,62) y CIC (0,63). Por lo tanto, la inclusión de dichas variables a un modelo basado sólo en el B extractable no contribuiría a mejorar el diagnóstico de la disponibilidad de B.

CONCLUSIONES

Los resultados de esta experiencia indican que para el cultivo de soja, los umbrales de Zn y B en suelo mencionados en la bibliografía serian adecuados para el diagnóstico de la deficiencia de dichos nutrientes. La falta de respuesta a la fertilización condicionó la posibilidad de analizar si la incorporación del pH, P-Bray^{-1} y MO a un modelo que considera Zn y B extractables podría la capacidad predictiva.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado con subsidios del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) (Proyecto PNSUELO-1134024) y CONICET PIP D3169.

BIBLIOGRAFÍA

- Albrecht J, D Gialivera; C Negro & L Belotti. 2009. Manejo de la fertilización de la soja en la región pampeana norte y en el NOA Argentino. Mejores Prácticas de Manejo. Simposio Fertilidad 2009 (Santa Fe, Rosario, mayo 13-14). 109-118.
- Aramburu Merlos F, JP Monzon; JL Mercau; M Taboada; FH Andrade; AJ Hall; E Jobbagy; KG Cassman & P Grassini. 2015. Potential for crop production increase in Argentina through closure of existing yield gaps. F. Crop. Res. 184: 145–154. Available at http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378429015300599
- Arora S & D Chahal. 2014. Forms of Boron in Alkaline Alluvial Soils in Relation to Soil Properties and Their Contribution to Available and Total Boron Pool. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 45(17): 2247-2257.
- Barbieri, PA; HR Sainz Rozas; N Wyngaard; M Eyherabide; NI Reussi Calvo; F Salvagotti & JC Colazo. 2017. Can Edaphic Variables Improve DTPA-Based Zinc Diagnosis in Corn?. Soil Science Society of America Journal.
- Bingham FT. 1982. Boron.Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties. 431-447.
- Bray RH & LT Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available form of phosphorus in soil. Soil Sci. (59): 360-361. Brussels, Belgium and Paris, France, 2008.
- Brennan RF, JD Armour & DJ Reuter.1993. Diagnosis of Zn deficiency. In: Zinc in soils and plants A.D. Robson (ed.). Kluwer Academic Publishers. Dordrecht.167-181.
- Catlett KM; DM Heil; WL Lindsay & MH Ebinger. 2002. Soil chemical properties controlling Zinc+2 activity in 18 Colorado soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 66:1182-1189.
- Enderson JT, AP Mallarino & MU Haq. 2015. Soybean yield response to foliar-applied micronutrients and relationships among soil and tissue tests. Agron. J. 107(6): 2143-2161.
- Espósito G, G Balboa; C Castillo& R Balboa. 2010. Disponibilidad de zinc y respuesta a la fertilización del maíz en el sur de Córdoba. Actas XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Rosario, Santa Fe. Argentina. Junio 2010.
- Eyherabide MH, HR Sainz Rozas; HE Echeverría; J Velasco; M Barraco; G Ferraris & H Angelini. 2012. Niveles de cinc disponibles en suelos de la región pampeana Argentina. In XIX Congreso Latinoamericano de la ciencia del suelo. XXIII Congreso Argentino de la ciencia del suelo.
- Fehr WR & CE Caviness. 1977. Stages of soybean development. Iowa Agric. Home Econ. Exp. Stn., Special Report n° 80. Iowa State Univ. Ames. 12p.
- Ferraris G & L Couretot. 2009. Respuesta del maíz a la fertilización complementaria con zinc, boro y otros nutrientes. Revista Agromercado. ISSN. 22-24.

- Fontanetto H, O Keller; J Albrecht; D Giailevra; C Negro & L Belotti. 2009. Manejo de la fertilización de la soja en la región pampeana norte y en el NOA Argentino. In Simposio Fertilidad.109-118.
- García FO & M Díaz Zorita. 2015. La fertilidad de los suelos y el uso de nutrientes en la producción agrícola extensiva de Argentina. En: Casas, R.R y Albarracín G.F. (eds) El deterioro del suelo y del ambiente en la Argentina. v.1:183-198.
- Gerwing J & R Gelderman. 2005. Fertilizer recommendations guide. South Dakota State University Extension. EC750.
- Gupta SK. & JWB Stewart. 1975. The extraction and determination of plant-available boron in soils. Schweiz Landw Forsch. 14(2/3):153-169.
- Havlin JL, J.D Beaton; SL Tisdale & WL Nelson. 1999. Micronutrients. En Soil fertility and fertilizers, An Introduction to Nutrient Management. Pearson Education, Inc. Upper Saddle River, New Jersey. 254-279
- Larsen B.; HR Sainz Rozas; M Meyherabide; H Echeverría; EA Rampoldi; P Barbieri; N Reussi Calvo; F Salvagiotti; G Ferraris & P Barbagelata. 2016. Diagnóstico de disponibilidad de cinc en suelo para el cultivo de maíz: comparación de extractantes. Actas XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo Río Cuarto Ordenamiento territorial. Un desafío para la ciencia del suelo. Río Cuarto, Córdoba. 51 p.
- Lindsay WL & WA Norvell. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. Soil Sci. Soc. Am. J. 42(3): 421-428
- MAGyP. 2013. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. Base de datos sistema integrado de información agropecuaria. [En línea] <http//www.minagri.gob.ar> [consulta: agosto 2013].
- Mandal B, GC Hazra & AK Pal. 1988. Transformation of Zinc in soils under submerged conditions and its relation with zinc nutrition of rice. Plant Soil 106:121-126.
- Melgar RJ, J Lavandera; MT Duggan & Ventimiglia, L. 2001. Respuesta a la fertilización con boro y zinc en sistemas intensivos de producción de maíz. Ciencia del Suelo. 19(2): 109-114.
- Pais I & J Benton. 2000. The handbook of trace elements. ST. Lucie Press, Boca Raton, p 223.
- Rashid A & J Ryan. 2004. Micronutrient constraints to crop production in soils with Mediterranean-type characteristics: a review. J. Plant Nutr. 27(6): 959-975.
- Ratto De Míguez S, C Diggs & C Ras. 1999. Effect of some soil properties on extractable boron content in Argentine Pampa Soils. Commun. Soil. Sci. Plant Anal. 30(15&16): 2083-2100.
- Richards JR, H Zhang; JL Schroder; JA Hattey; WR Raun & ME Payton. 2011. Micronutrient availability as affected by the long-term application of phosphorus fertilizer and organic amendments. Soil Sci. Soc. Am. J. 75(3): 927-939.
- Sainz Rozas HR & HE Echeverria. 2008. Relevamiento de la concentración de fósforo asimilable en suelos agrícolas de la región pampeana y extrapampeana. Simposio Fertilidad 2009. Organizado por IPNI y Fertilizar Asociación Civil. Rosario, 12 y 13 de Mayo de 2009. Actas. 221-223
- Sainz Rozas HR, HE Echeverria; M Eyherabide; M Barraco; HG Ferraris & HP Angelini. 2012. Niveles de boro disponible en suelos de la Región Pampeana Argentina. XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata, Argentina. 6 pp
- Sainz Rozas HR, HE Echeverría; PA Calviño; P Barbieri & M Redolatti. 2003. Respuesta del cultivo de trigo al agregado de zinc y cobre en el sudeste bonaerense. Ciencia del Suelo. 21: 52-58.
- Sainz Rozas HR, HE Echeverría & HP Angelini. 2011. Niveles de materia orgánica y de pH en suelos agrícolas de la región pampeana y extrapampeana Argentina. Ciencia del Suelo 29:29-37.
- SAS INSTITUTE. 2008. SAS/STAT user's guide, Version 9.2. SAS Inst., Cary, NC
- SIIA. 2017. Sistema integral de información administrativa. Datos abiertos agroindustria. Ministerio de Agroindustria. Consultado mayo 2017. http://www.siia.gob.ar/sst_pcias/estima/estima.phpApellido1, NN & NN
- Sims JT & GY Johnson. 1991. Micronutrient soil tests. In: Micronutrients in agriculture (Book series 4): 427-476. Mortvedt,J.J,Cox F.R., Shuman L.M. & M.R.Welch (Eds.) Ed. SSSA Madison, Winsconsin, USA.
- Miretti MC, M Pilatti; RS Lavado & S Del Carmen Imhoff. 2012. Historia de uso del suelo y contenido de micronutrientes en Argiudoles del centro de la provincia de Santa Fe (Argentina). Ciencia del suelo. 30(1): 67-73.
- Torri S, AS Urricariet & R Lavado. 2011. Micronutrient availability in crop soils of the Pampas region, Argentina. En: Soil Nutrients. M. Miransari, Nova Science Publishers, Inc., Hauppauge, NY 11788. In press, ISBN: 978-1- 61324-785-3 ALLOWAY, B.J. 2009. Soil factors associated with zinc deficiency in crops and humans. Environ. Geochem. Health 31: 537-548.
- Walkley A & Y Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Science. 37: 29-37.

C3P11. BALANCE DE NUTRIENTES EN SUELOS DE TAMBOS

Berhongaray, Gonzalo [1,2,3]; Cañada, Pablo [3,4] y Palladino, Rafael Alejandro [1,3,4].

[1]CONICET, [2]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Litoral, Kreder 8503, Esperanza, Argentina,[3] AACREA, [4] Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Av San Martin 4453, Buenos Aires, Argentina. bgonzalo@agro.uba.ar.

RESUMEN

El balance de nutrientes (ingresos - egresos) fue utilizado en 12 modelos de producción lechera para evaluar el efecto de distintas rotaciones sobre el suelo. Para los balances se consideró nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), azufre (S), calcio (Ca), magnesio (Mg), cobre (Cu), zinc (Zn) y sodio (Na). Los balances de suelo tendieron a ser más positivos a medida que la proporción de pasturas se incrementaba, estando esto relacionado a una mayor permanencia, y por lo tanto más excretas de los animales en los lotes. Nutrientes como K, S, Mg, Na y Zn fueron los que presentaron mayores desbalances. Este estudio remarca la importancia de considerar macro y micronutrientes en los balances de nutrientes de los suelos de tambos.

Palabras claves: macronutrientes; micronutrientes; cationes.

INTRODUCCIÓN

La lechería argentina, al igual que en otros países del mundo, atraviesa un proceso de intensificación. Entre los mayores cambios se ha visto un aumento de la carga animal y una mayor proporción de cultivos anuales, específicamente silo de maíz, en detrimento de pasturas perennes. Los cultivos anuales y perennes difieren en la cantidad de nutrientes que necesitan y en la capacidad de captar N de la atmósfera. Además, al cosechar la planta entera, la extracción de nutrientes y el bajo aporte de residuos por parte de cultivos destinados a silo, pueden generar una disminución en el nivel de los nutrientes en suelo (Basanta *et al.*, 2012). Estos recientes cambios preocupan a investigadores, técnicos y productores sobre el efecto que tienen sobre la fertilidad de los suelos y finalmente sobre la sostenibilidad de las producciones.

El balance de nutrientes (ingresos - egresos) es una herramienta sólida para entender el ciclo de los nutrientes a nivel de agroecosistema, y con él se pueden predecir las tendencias futuras de los flujos y se puede evaluar su impacto en el ambiente, así como pueden determinarse prácticas de manejo que incrementen su eficiencia de uso. Los trabajos realizados en la región pampeana hasta el momento han sido en general a escala predial y considerando solo dos nutrientes: nitrógeno y fosforo. Sin embargo, la alta dinámica y complejidad de los tambos hace difícil saber cuál es el destino final de los nutrientes en los tambos. Otros nutrientes como cationes y micronutrientes son importantes para la producción de pasturas, para la nutrición, producción de leche y sanidad de los animales. El objetivo de este trabajo es realizar un balance de nutrientes en el suelo de distintos sistemas de tambos para entender cuál es su balance, cuánto se pierde y cuánto finalmente se recicla volviendo a los suelos. Este trabajo se enmarca dentro del Proyecto Rotaciones en Tambo de AACREA que intenta responder cuál es el efecto de las distintas rotaciones sobre la sostenibilidad del recurso suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Escenarios y cálculos realizados

Para la realización de los balances se utilizó como base la caracterización de sistemas de producción lechera realizada por el proyecto MIRAS (Fariña *et al.*, 2015). La misma consta de tambos de 156 hectáreas (ha) efectivas, de las cuales 94 se destinan a pasturas de alfalfa, 54 a cultivos para silo (50% maíz y 50% sorgo) y 28 para verdeo de invierno (raigrás anual). El proyecto analiza sobre esos establecimientos sistemas con 3 niveles de carga de vacas totales (VT): 1,4; 2,1 y 2,8 VT/ha, y dos niveles de consumo de concentrado por parte de las vacas de ordeñe (VO): 7 y 10 kg MS/VO/día. A partir de esa caracterización se plantearon variaciones en las rotaciones con tres niveles de pasturas: 30, 60 y 75 % de ocupación, variando consecuentemente la proporción de cultivos anuales. Se generaron en total 12 escenarios de producción. La producción de cada recurso forrajero fue obtenida del proyecto MIRAS, y la precipitación media utilizada fue de 900 mm.

Para cada escenario se realizaron balances a escala de lote (Figura 1), y una conjunción de balances a escala de predio y del rodeo de ordeñe. Para los balances se consideró nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), azufre (S), calcio (Ca), magnesio (Mg), cobre (Cu), zinc (Zn) y sodio (Na).

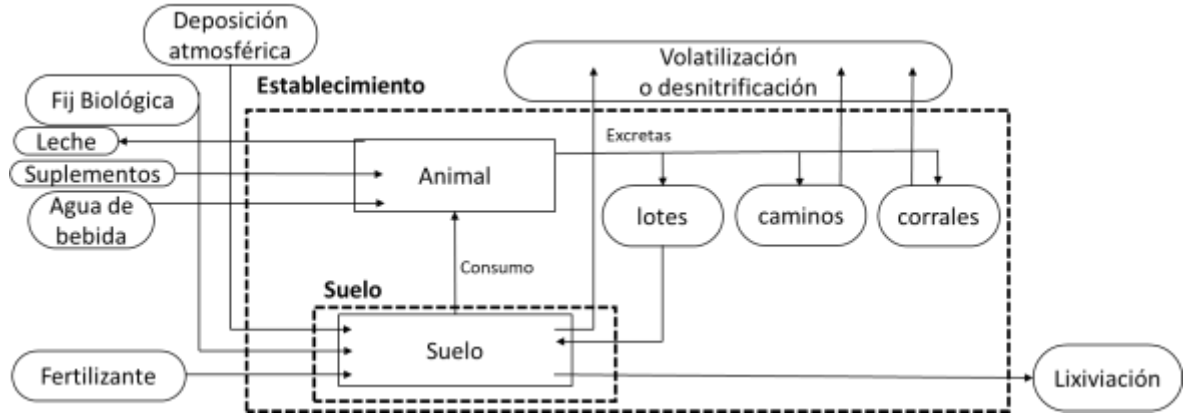


Figura 1: Representación de los balances de nutrientes a nivel de establecimiento y de lote o suelo.

El ingreso de nutrientes se computó a partir de la cantidad de fertilizantes utilizada (Proyecto Rotaciones), así como de concentrados y alimentos externos, del aporte atmosférico (fijación biológica de nitrógeno y deposición de nutrientes; Alvarez *et al.*, 2016) y el consumo de agua de bebida por parte de los animales y la concentración de cada nutriente en el agua. También se consideraron los nutrientes extraídos por las plantas según requerimientos (IPNI, 2013) y cosechados por los animales según una eficiencia de cosecha que variaba según la carga animal (Baudracco *et al.*, 2013). Las pérdidas por volatilización, desnitrificación y lixiviación se calcularon según metodología IPCC (IPCC, 2006).

A partir del consumo de los animales se estimó la producción de leche según la relación: 1 kg MS = 0.93 L leche (a partir de las encuestas del Proyecto Rotaciones). Luego se calculó la cantidad excretada de cada nutriente como la diferencia entre la cantidad consumida y la cantidad exportada en la leche. El tiempo de actividad de los animales (16 h) se dividió entre tiempo en la sala de ordeñe y corrales (3 h por día), el tiempo en encierre (silo) y tiempo en los lotes para pastoreo (pasturas y verdeos). El tiempo de ocupación de encierre y cada lote se calculó en función de la disponibilidad de MS que cada uno ofrecía, y en función del tiempo se ponderó la proporción de las excretas en cada sector del establecimiento. Para los contenidos de nutrientes en leche, en alimentos, en agua de bebida y deposiciones atmosféricas se realizaron revisiones bibliográficas y se encuentran disponibles por pedido al primer autor del trabajo.

Una vez determinado el balance del suelo para cada nutriente, se estableció un balance de eficiencia (BE), calculado como el cociente entre el balance del nutriente dividido por la cantidad de nutriente exportado en la leche.

$$\text{BE} = \frac{Balance\ de\ nutriente\ (kg/ha)}{Nutriente\ exportado\ en\ la\ leche\ (kg/ha)}$$

Este balance permite estimar qué nutriente está en exceso o es exportado de nuestros suelos por cada unidad de nutriente que exige la producción de leche, y permite la comparación entre nutrientes al ser una escala estandarizada. A partir de la suma de los balances de eficiencia de todos los nutrientes en valores absolutos se generó un índice de balance nutricional (IBN), un valor mayor de IBN supone un mayor desbalance nutricional, mientras que un valor cercano a cero indicará un mayor balance nutricional entre distintos nutrientes.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La recirculación de nutrientes a nivel de establecimiento varió enormemente con la proporción de pasturas (Tabla 1). En planteos de baja proporción de pasturas, los balances de nutrientes en los lotes fueron negativos para casi todos los nutrientes, excepto para P, Ca y Na. Para P y Ca los suplementos dietarios significaron entre el 65 y 75 % de la entrada, mientras que el agua de bebida representó cerca del 90% de ingreso de Na. En general los balances tendieron a ser más positivos a medida que la proporción de pasturas se incrementaba, exceptuando K y Zn que los balances fueron siempre negativos en los lotes. Esta tendencia a aumentar el balance positivo a medida que aumenta la proporción de pasturas se debe a una mayor permanencia y por lo tanto excreta de los animales en los lotes. La acumulación de nutrientes en sala de ordeñe, caminos y encierres fue importante, revalorizando el potencial uso de los efluentes como fertilizantes. En el caso de nitrógeno los mayores ingresos se debieron a la fijación bilógica, sin embargo, gran proporción de los ingresos se perdió por vías de volatilización, desnitrificación y lixiviación en todos los modelos planteados, remarcando la importancia de trabajar en la mejora de la eficiencia de uso de este nutriente.

Tabla 1: Destino de los nutrientes calculado como la relación entre el flujo neto de cada variable (ingresos y salidas) y la cantidad total ingresada al establecimiento, para distintos niveles de pasturas en la rotación. Valores por encima del 100% significan flujos positivos netos mayores a los ingresos y agotamiento de ese nutriente. La suma de los balances da 100%. Las pérdidas se refieren a la desnitrificación, volatilización y lixiviación del nitrógeno.

Pastura (%)	Destino de los nutrientes	N	P	K	S	Ca	Mg	Cu	Zn	Na
30	Leche	24%	18%	28%	1%	20%	3%	28%	143%	6%
	Lotes	-20%	22%	-155%	-14%	3%	-8%	-44%	-127%	42%
	Pérdidas	51%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	Sala de ordeño y caminos	14%	19%	71%	35%	24%	33%	36%	26%	16%
	Encierre	31%	41%	156%	77%	53%	72%	80%	57%	36%
60	Leche	18%	16%	24%	1%	16%	3%	24%	125%	5%
	Lotes	18%	44%	-75%	24%	21%	26%	8%	-61%	56%
	Pérdidas	38%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	Sala de ordeño y caminos	11%	17%	64%	32%	27%	30%	29%	15%	16%
	Encierre	15%	23%	86%	43%	36%	40%	39%	21%	22%
75	Leche	15%	16%	23%	1%	15%	3%	22%	116%	5%
	Lotes	33%	55%	-34%	44%	34%	45%	32%	-34%	65%
	Pérdidas	34%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
	Sala de ordeño y caminos	10%	16%	61%	30%	28%	29%	25%	10%	16%
	Encierre	8%	13%	50%	25%	23%	24%	21%	8%	13%

El balance de eficiencia, que estandariza los balances entre nutrientes, muestra que los mayores desbalances se dan en S, Mg y Na, siendo algo menores en los otros nutrientes. En general todos los BE tendieron a positivos a mayor proporción de pasturas (Figura 2). Estos balances muestran que el balance de S es casi 50 veces mayor que la necesidad de producción de leche en el caso de una rotación con 70% de pasturas. Esto se debe a que hay un alto ingreso de este nutriente por distintas fuentes, mientras que muy poco es necesitado para la producción de leche. En el otro extremo encontramos al K, un nutriente muy demandado por las plantas, pero que retorna poco a los lotes, incluso en sistemas con alta proporción de pasturas y por lo tanto pastoreo directo. Para el caso de Ca y Mg, la relación Ca:Mg de los alimentos fue de 2:1, mientras que la exportada en la leche fué de 12:1, esto significó que relativamente poco Mg es exportado y mayoritariamente es excretado. El balance general de cationes dio negativo solo en planteos de muy baja proporción de pasturas. La pérdidas de cationes, la alta entrada de N así como su pérdida por lavado son fenómenos que pueden desencadenar la acidificación de los suelos y comprometer la productividad de los suelos en el largo plazo (Rengel, 2003).

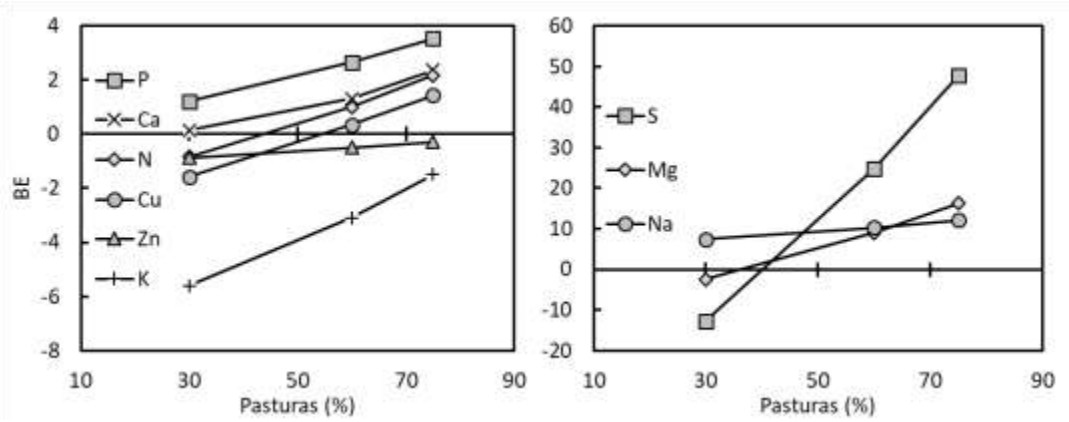


Figura 2: Balances de eficiencia (BE) calculados como la relación entre el balance de cada nutriente en el suelo y el exportado en la leche. Los balances fueron representados en dos gráficos distintos por cuestiones de escala.

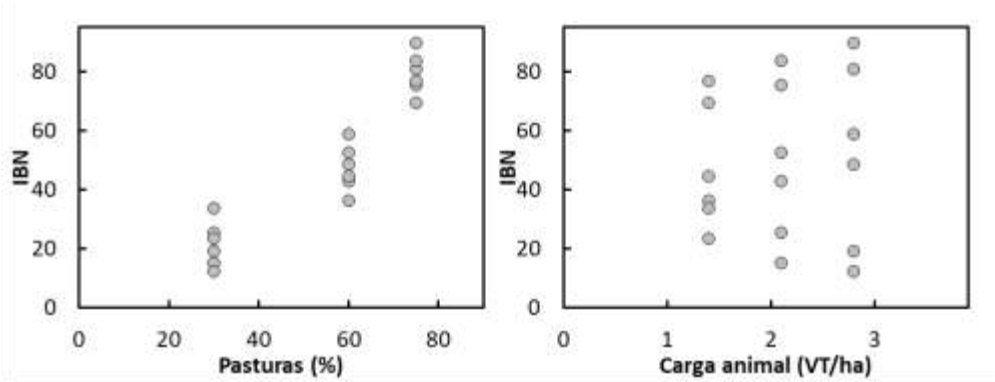


Figura 3: Índice de balance nutricional (IBN) para tambos con distinta proporción de pasturas (panel izquierdo) y distinta carga animal (panel derecho).

Si bien el aumento de proporción de pasturas generó balances más positivos para cada uno de los nutrientes, también incrementó el desbalance general cuando los nutrientes fueron analizados en su conjunto mediante el IBN (Figura 3). El S fue responsable del 55% de este mayor desbalance, seguido por Mg con 18-22% y Na entre 10-15%, el resto de los nutrientes en general mejoraron su balance a mayor proporción de pasturas (Figura 2). Los nutrientes más estudiados como N y P no fueron los de mayor desbalance. No se encontraron patrones de balances a distintas cargas animales.

CONCLUSIONES

Nutrientes poco explorados en los estudios de balances de nutrientes en tambos fueron los que presentaron más desbalances. Este estudio remarca la importancia de considerar otros nutrientes incluyendo micronutrientes y observar con detalle relaciones de cationes como Ca/Mg, y balances de cationes y aniones que pueden influir a futuro en el pH de los suelos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue subsidiado por la Universidad Nacional del Litoral (CAI+D Orientado 2016 Cod. 3-6), AACREA (Proyecto Rotaciones en Tambo) y la Asociación de Cooperativas Argentinas (ACA). Agradecemos a Fabricio Fontana y Santiago Fariña por el relevamiento de tambos, así como Javier Baudracco por información referida al proyecto MIRAS.

BIBLIOGRAFÍA

- Alvarez, R; HS Steinbach & JS De Paepe. 2016. Historical balance of nitrogen, phosphorus, and sulfur of the Argentine Pampas. Ciencia del suelo, 34: 231-244.
- Basanta, MV; VS Faggioli; LS Peirone; CI Milán; C Cesaretti; E Bonadeo & MB Aimetta. 2012. Intensificación de los sistemas de producción lechera y sus efectos sobre el suelo. XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.
- Baudracco, J; N Lopez-Villalobos; CW Holmes; EA Comeron, KA McDonald & TN Barry. 2013. e-Dairy: a dynamic and stochastic whole-farm model that predicts biophysical and economic performance of grazing dairy systems. Animal 7: 870-878.
- Fariña, S; J Baudracco; E Demarchi; D Lovino & R Giorgis. 2015. Intensificación rentable y ambientalmente sustentable de sistemas lecheros de Santa Fe: Proyecto MIRAS Parte I. Rev Arg Prod Animal Supl. 1: 83-136.
- IPCC. 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/. Fecha de consulta: 20/03/2017
- IPNI. 2013. CalcRec. Disponible en: http://lacs.ipni.net/. Fecha de consulta: 5/03/2017.
- Rengel, Z (Ed). 2003. Handbook of soil acidity. CRC Press. New York. 512p.

C3P12. RELACIONES ENTRE VARIABLES EDÁFICAS, DE BIOMASA Y RENDIMIENTO EN CULTIVARES DE MANDIOCA IMPLANTADOS EN CORRIENTES

Bertollo, Javier de Jesús[1]; Paredes, Federico Antonio[1, 2]; Medina, Ricardo Daniel[3]

[1]Ingeniero Agrónomo. INTA EEA Corrientes, Ruta Nacional Nº 12, Km 1008, El Sombrero, Corrientes, Argentina. E-mail: bertollo.javier@inta.gob.ar. [2](M. Sc.) Ingeniero Agrónomo. INTA EEA Corrientes y Facultad de Ciencias Agrarias, UNNE. [3](Dr.) Ingeniero Agrónomo, Instituto de Botánica del Nordeste (UNNE-CONICET), Facultad de Ciencias Agrarias (UNNE). Sargento Cabral 2131 (3400), Corrientes, Argentina.

La mandioca (*Manihot esculenta* Crantz), constituye una de las fuentes de energía para la alimentación más importantes del mundo. En el Nordeste Argentino se la cultiva y comercializa por sus raíces tuberosas frescas destinadas a la alimentación, mientras que parte de ésta es empleada para la obtención de almidón con diferentes destinos. La información sobre los cultivares difundidos localmente respecto a productividad y calidad es escasa, en particular, considerando su interacción con el tipo de suelo donde se las cultivan. El objetivo del estudio fue evaluar las relaciones entre producción de biomasa, componentes del rendimiento y calidad de dos cultivares de mandioca difundidos en la región, y algunas propiedades químicas de tres series de suelo contrastantes y características de la cuenca mandioquera correntina. Durante la campaña 2015-2016, se implantaron los cultivares Palomita y Rama Seda en un diseño completamente aleatorizado, con 4 repeticiones, en tres series de suelos: Treviño (Argiudol ácuico), Loreto (Hapludalf típico) y Ensenada Grande (Udipsament árgico). Previo a la plantación se tomaron muestras compuestas de suelo por parcela. Se determinó Porcentaje de Materia Orgánica (%MO) y Nitrógeno Aprovechable (%NA), Fósforo, Potasio, Calcio y Magnesio (Kg ha^{-1}). A los 280 días post-plantación, se cosecharon 3 plantas por parcela y se determinó Peso Seco (PSRT) y Número de Raíces Tuberosas (NRT), peso de raíces tuberosas individuales (PSRTi), contenido de almidón (%Almidón), Biomasa Seca total (PSplanta) y aérea (PSaérea) y se calculó el índice de cosecha (IC). Se aplicaron análisis de correlación mediante el coeficiente de Pearson para determinar la relación entre las variables químicas del suelo y las variables relacionadas al cultivo, y análisis de componentes principales (ACP) para distinguir qué variables del suelo fueron más influyentes en cada sitio. El Ca, Mg, NA y K presentaron correlación positiva con PSaérea. Esto derivó en una correlación negativa, de los primeros tres, con el IC. El Ca presentó correlación negativa con %Almidón. Hubo correlación negativa entre Mg y PFRTi, dada su relación positiva con el NRT. El P se correlacionó positivamente con %Alimdón, y negativamente con PSaérea. En el ACP, dos ejes explicaron el 84% de la variabilidad entre sitios/cultivares, siendo el eje 1 el más influyente (56,9%), mientras que el eje 2 explicó el 27%. En el primero, las variables más determinantes fueron K, Mg, %MO y %NA, las cuales fueron superiores en Treviño. Allí también, se encontraron los menores valores de P y por ende del %Almidón. En el segundo eje, las variables más influyentes fueron PSraíces, PSplanta y PSRTi, los cuales fueron superiores para Rama Seda, en Loreto. El P fue mayor en Ensenada, relacionándose con un mayor %Almidón, en lo cual se destacó Palomita. Mediante los métodos de análisis utilizados se pudo distinguir las variables edáficas de mayor importancia en cada sitio, y sus posibles relaciones con las variables de importancia para el cultivo, lo que contribuye a mejorar las recomendaciones de manejo para los cultivares empleados en la zona productora de mandioca de Corrientes.

Palabras claves: propiedades químicas, raíces tuberosas, correlación

C3P13. INDICADORES DE LA RESIDUALIDAD DE LA FERTILIZACIÓN CON P Y S EN UNA SECUENCIA AGRICOLA

Biassoni, M. Micaela[1*]; Gutiérrez Boem, Flavio H. [2]; Vivas, H.[3] y Salvagiotti, Fernando[1]

[1] INTA Estación Experimental Agropecuaria Oliveros, Oliveros, Santa Fe, Argentina; [2] Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina; [3] Asesor independiente. *biassoni.micaela@inta.gob.ar

RESUMEN

En suelos Argiudoles de la región pampeana se han observado efectos residuales de la fertilización con fósforo (P) y también con azufre (S). Se entiende por 'efecto residual' a la respuesta que se observa en los cultivos subsiguientes de una secuencia por el manejo nutricional de los cultivos antecesores. Ante este escenario, es necesario contar con indicadores que estudien el impacto de la residualidad, la cual dependerá de la interacción de los iones con la matriz del suelo y de las fracciones de la materia orgánica. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto acumulado de diez años de fertilización fosforada y azufrada sobre: (i) el rendimiento en grano del cultivo de maíz; (ii) la capacidad del suelo de brindar P y S a través de la absorción de P y S de un cultivo prueba (maíz) y (iii) cambios en los contenidos de P y S en la materia orgánica particulada (MOP), como posible indicador de residualidad. Se analizaron muestras provenientes de un ensayo de larga duración que estudiaba la respuesta a la aplicación de diferentes dosis de P y S iniciado en el año 2000 y finalizado en 2011, sobre una rotación agrícola con trigo, soja de segunda, maíz de primera y soja de primera en la localidad de Bernardo de Irigoyen (32°10′01″S 61°09′20″O) sobre un suelo serie Clason con más de 50 años de agricultura continua. Los tratamientos consistieron en la combinación factorial de tres dosis de P (0, 20 y 40 kg de P ha^{-1}) y cuatro dosis de S (0, 12, 24 y 36 kg de S ha^{-1}) aplicados en las gramíneas. En 2011 se sembró un cultivo de maíz que recibió solo fertilización nitrogenada y se usó para estudiar el efecto residual de P y S. El rendimiento de maíz se incrementó en un 56% para los tratamientos de fertilización azufrada con respecto al testigo ($p<0,05$); por el contrario, no hubo diferencias significativas en el caso de los tratamientos con fósforo ni interacción entre factores PxS ($p>0,05$). El efecto residual de la fertilización con P y S se reflejó en un 38% y 106% de incremento en la absorción de P y S en el cultivo prueba, respectivamente, sin interacción PxS ($p>0,05$). Los cambios en los contenidos de P y S en la MOP no presentaron diferencias significativas entre tratamientos ($p>0,05$), arrojando un promedio de 0,99 mg P 100 g $suelo^{-1}$ y de 2,87 mg S 100 g $suelo^{-1}$ respectivamente. Tampoco se observó relación entre estos indicadores y la absorción de P y S en el cultivo prueba. Estos resultados indicarían que el contenido de P y S en la MOP no sería un buen indicador de la residualidad de estos nutrientes.

Palabras claves: fertilización prolongada, P en MOP, S en MOP

C3P14. IMPACTO DE LA AGRICULTURIZACIÓN: ANÁLISIS DE TRES PARÁMETROS DE LA FERTILIDAD DEL SUELO

Bocchio, María V.[1]; Alonso, Andrea[23]; Almirón, Amalia[23]; Requesens, Eduardo[4]; Narvaja, Valeria[23] y Mestelan, Silvia[23]

[1] Becaria CICPBA; [2] NACT CRESCA Facultad de Agronomía de Azul-UNCPBA; [3]Laboratorio de Análisis de Suelos, Facultad de Agronomía de Azul UNCPBA; [4] NACT NUCEVA Facultad de Agronomía de Azul-UNCPBA. Azul, Buenos Aires. bocchio.veronica@gmail.com

RESUMEN

Desde mediados de los ´90 fundamentalmente, el agro pampeano ha sufrido profundas transformaciones como consecuencia de la expansión de la superficie agrícola y los cambios en los cultivos dominantes. Estos procesos afectan una serie de atributos fundamentales para el buen funcionamiento de los agroecosistemas, entre los que se destacan las propiedades edáficas. En el Centro de la provincia de Buenos Aires, las tendencias de los cambios en el uso de la tierra presentan características similares al resto de la región pampeana y, frente a ello, el presente trabajo plantea como objetivo analizar la evolución de algunos parámetros relevantes de fertilidad de suelos como la materia orgánica (MO), el fósforo disponible (P) y la reacción del suelo (pH).Los datos utilizados a tal fin corresponden a muestras de lotes de establecimientos ubicados en el partido de Azul, obtenidos en el Laboratorio de Análisis de Suelos de la Facultad de Agronomía de la UNCPBA. El estudio abarcó tres periodos de tiempo: 1993/97, 2008/2010 y 2011/15, y los tres parámetros fueron analizados por medio de estadística descriptiva. La MO se mostró relativamente estable con valores por encima de los 45 g.kg-1, si bien se registró una leve caída hacia el periodo 2011/15. Esta disminución podría atribuirse al decrecimiento de la fracción lábil de la misma, vinculada con la fertilidad y con la estabilidad estructural del suelo. La ausencia de un impacto mayor sobre el contenido de MO puede ser explicada por el significativo avance de la siembra directa que ha acompañado la expansión agrícola, particularmente del cultivo de soja. Con respecto al P disponible, el primer periodo mostró un predominio de muestras con valores inferiores a 10 mg.kg-1, mientras que en los dos últimos periodos se incrementó el número de muestras con valores entre 10 y 20 mg.kg-1. Ello reflejaría un aumento en la fertilización para cubrir los requerimientos de los cultivos. Por otra parte, esta práctica se aplicaría sobre suelos con uso dominantemente agrícola antes que suelos con manejo integrado agrícola-ganadero, dado que los productores suelen no aplicar nutrientes al momento de realizar verdeos. En los tres periodos analizados, los valores de pH se encontraron mayoritariamente dentro de un rango ligeramente ácido, entre 6 y 6.5,por lo que no se evidencia un proceso de acidificación que podría derivarse de una excesiva aplicación de fertilizantes amoniacales. Desde el punto de vista agronómico, el proceso de intensificación agrícola, no ha implicado significativas modificaciones en cuanto a las variables analizadas en la zona bajo estudio por lo que ciertas estrategias de manejo (como la siembra directa o labranza reducida) y la fertilización fosfatada podrían tener un efecto compensatorio.

Palabras Claves: materia orgánica, pH, fosforo

C3P15. FERTILIZACION NITROGENADA EN EMERGENCIA Y ANTESIS EN CEBADA CERVECERA, USO DE CURVAS DE DILUCIÓN COMO HERRAMIENTA DE DIAGNOSTICO

Boero, José J. [1.2.3]*, Federico M. Gomez[1], Pablo Prystupa[1.2], Gustavo N. Ferraris[4] y Flavio H. Gutierrez Boem[1.2]

[1]Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes, Facultad de Agronomía, UBA.; [2]INBA, CONICET-UBA; [3]Universidad Nacional de Lujan; [4]INTA EEA Pergamino

*Autor de contacto: Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes, Facultad de Agronomía, UBA. Av. San Martin 4453, CABA CP1417 josejboero@yahoo.com.ar

RESUMEN

La calidad de grano en cebada es un parámetro clave para la producción. El manejo de la fertilización nitrogenada debe ajustarse para lograr altos rendimientos y un adecuado contenido proteico. Existen alternativas para lograr la calidad comercial, como la fertilización basal y complementaria con N. Los objetivos de este trabajo fueron: Determinar el efecto del agregado de N basal y en antesis sobre los parámetros de rendimiento, contenido de proteína y calibre en cebada cervecera, relacionar el estado nutricional del cultivo en antesis con el rendimiento, proteína y calibre a cosecha final y predecir el contenido proteico mediante un índice de nutrición nitrogenada obtenido a través de una curva de dilución crítica. Se realizaron 39 ensayos sobre cultivos comerciales durante 3 años con 2 tratamientos de fertilización nitrogenada: 150 kg ha^{-1} en emergencia y 20 kg ha^{-1} foliar en antesis. En antesis se midió la biomasa y el N en planta. A cosecha final se midió rendimiento, componentes y calidad de grano. La fertilización en emergencia aumentó el rendimiento, el contenido proteico y disminuyó el calibre, mientras que la fertilización en antesis aumentó la proteína y rendimiento sin afectar el calibre. El rendimiento estuvo asociado a la biomasa en antesis y al N absorbido en antesis, mientras que el contenido proteico solo se asoció a la concentración de N en biomasa aérea. Se ajustó una curva de dilución al tratamiento N150, que resultó ser menor a las reportadas en bibliografía. El INN obtenido a partir de curvas de dilución se relacionó con la concentración de proteína de los granos, aunque sólo en una forma levemente mejor que la concentración de N en antesis. El INN en antesis no mostró relación con el rendimiento.

Palabras claves: Cebada cervecera, nitrógeno, curva de dilución crítica.

INTRODUCCIÓN

En la última década, en la región pampeana se ha observado que los cultivos de cebada cervecera presentan valores de proteína inferiores a los requeridos por las malterías. Las principales razones son por un lado, el progreso genético de los cultivares, con el consiguiente incremento de rendimiento y, por el otro, la oferta de N (suelo y fertilizante) no ha acompañado la mayor demanda del cultivo (Brihet, 2015).

La industria maltera y cervecera requieren valores de proteínas en un estrecho rango (10-12 %), por lo que es necesaria una regulación precisa del contenido proteico en grano sin detrimento del rendimiento. Se puede aumentar el rendimiento y la proteína en grano simultáneamente fertilizando al comienzo del ciclo del cultivo (siembra-macollaje). Otra alternativa es complementar las fertilizaciones nitrogenadas de base, con aplicaciones foliares durante antesis-espigazón. Como esta aplicación se realiza cuando el cultivo está desarrollado y transcurrido el período crítico, se podría diagnosticar el estado nutricional del cultivo con mayor precisión que a la siembra-macollaje.

Tanto el contenido proteico como la necesidad de fertilización, podrían predecirse mediante la evaluación en antesis de variables del cultivo como la biomasa aérea, el N absorbido o la concentración del N en el cultivo. Estas variables se pueden relacionar directamente a variables de interés como ser proteína o rendimiento. Una alternativa para estimar el estado de nutrición nitrogenada de un cultivo en un momento de su ciclo es comparar su concentración de N con un valor crítico obtenido a partir de curvas de dilución crítica para N para un determinado valor de biomasa. De esta manera se obtiene un índice de nutrición nitrogenada (INN), que refleja el estado nutricional del cultivo respecto al óptimo. Los objetivos de este trabajo fueron:

- Determinar el efecto del agregado de N basal y en antesis sobre el rendimiento, contenido de proteína y calibre en cebada cervecera.
- Relacionar el estado nutricional del cultivo en antesis con el rendimiento, proteína y calibre a cosecha final.

- Predecir el contenido proteico mediante un índice de nutrición nitrogenada obtenido a través de una curva de dilución crítica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Entre los años 2014 y 2016 se realizaron 39 experimentos en el área de cultivo de cebada del norte de la Provincia de Buenos Aires y sur de la provincia de Santa Fe. Los mismos se realizaron sobre cultivos destinados a producción. Las variedades, las prácticas de manejo y la fertilización fueron las empleadas por los productores. Por lo tanto, las dosis de fertilización correspondientes a cada tratamiento se adicionaron a las fertilizaciones ya realizadas. El diseño experimental fue en bloques completos aleatorizados con dos repeticiones. Las parcelas tuvieron 4 m de ancho por 16 m de longitud. Los tratamientos fueron los siguientes:

1- Control: sin fertilización adicional a la realizada por el productor a la siembra

2- N20f: 20 kg N ha^{-1} como urea líquida, vía foliar en floración (aparición de aristas).

3- N150: 150 kg N ha^{-1} en 2 hojas- inicio de macollaje (sin limitación de N).

Al momento de instalar los ensayos (emergencia-inicio de macollaje) se midió N disponible hasta los 60 cm. En el estrato 0-20 cm, se midió: P extractable (Bray 1), materia orgánica, pH y textura. Además se cuantificó el contenido total de agua hasta el metro de profundidad. En antesis se determinó la biomasa aérea mediante cosecha (2 m lineales de surco) y la concentración de N en planta mediante una digestión húmeda y posterior colorimetría. En suelo se midió contenido de agua hasta un metro y $N\text{-}NO_3$ en los primeros 60 cm. La cosecha final, a madurez fisiológica, se realizó en forma manual y se trilló en trilladora estacionaria. Sobre las muestras obtenidas se determinó la concentración de N. El contenido proteico del grano se calculó multiplicando la concentración de N por el coeficiente 6,25. Se midió el calibre de los granos como el porcentaje, en peso, de granos mayores a 2.5 mm, usando una calibradora Sortimat K-3 (Pfeuffer).

Con los datos de biomasa en antesis y la concentración de N en biomasa aérea se ajustó una curva de dilución crítica usando la metodología de Justes et. al. (1994). A partir de las curvas de dilución crítica se calcularon los índices de nutrición nitrogenada (INN) Se realizaron análisis de regresión entre las variables de cultivo medidas en antesis (biomasa, concentración de N en la biomasa aérea y N absorbido por unidad de superficie) y las medidas a cosecha final (rendimiento, proteína y calibre). Se calcularon los índices de nutrición nitrogenada, como la diferencia entre la concentración de N para un determinado valor biomasa dividido el valor de N crítico para la misma biomasa. Los datos de rendimiento, proteína y calibre de los granos se analizaron mediante ANOVA.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Rendimientos, contenidos proteicos y calibre de los sitios experimentales

Los valores del tratamiento control representaron las condiciones de los sitios, ya que tuvieron el mismo manejo que el cultivo realizado por el productor. El rendimiento medio fue de 5295 kg ha^{-1}, con un amplio rango de valores, oscilando entre 1882 y 8596 kg ha^{-1} debido a las variaciones entre las condiciones de sitio y año. Para el caso de proteína se observaron en general valores inferiores al mínimo requerido por la industria maltera. El contenido proteico medio fue de 8,4% variando entre 6,6 y 10,4 %. El promedio los calibres observados fue de 84,5%, un 30% de los sitios tuvieron un calibre inferior al mínimo requerido por la industria maltera (85%), con un amplio rango, entre 32,9 hasta 97,2, reflejando la variabilidad existente entre los diferentes sitios y años durante el llenado (Tabla 1).

Efecto de aplicación de N en emergencia sobre rendimiento, contenido de proteína y calibre.

La aplicación de 150 kg de N en emergencia incrementó significativamente el rendimiento respecto al tratamiento control a nivel general. La media de rendimiento para este tratamiento fue de 5848 kg ha^{-1}. El incremento medio observado, respecto al control, fue de 553 kg ha^{-1}, representando un incremento porcentual de 10,4%. La respuesta fue variable entre sitios (interacción sitio x tratamiento significativa) (Tabla 1).

El contenido de proteína medio para este tratamiento fue 10,5%, variando entre 7,1 y 13,3%. La fertilización incrementó significativamente la proteína respecto al control, siendo este incremento de 2,14 puntos, representando un incremento porcentual de 9,5%. Un 18% de los casos superaron el valor límite requerido por la industria (12%). Por otro

lado, la fertilización en emergencia afectó negativamente el calibre respecto del tratamiento control, generando una disminución de 7,4 puntos en el calibre, representando una disminución de porcentual de 9,6. Un 48% de los sitios mostraron un calibre inferior al mínimo requerido por la industria.

Efecto de aplicación de N en antesis sobre rendimiento, contenido de proteína y calibre.

Los tratamientos fertilizados en antesis tuvieron un rendimiento medio de 5563 kg ha^{-1}. Este tratamiento incrementó el rendimiento en 268 kg ha^{-1} (un 5% más que el control) y dependiente del sitio (Tabla 2). El contenido de proteína medio para este tratamiento fue 9,0%, con un rango entre 6,6 y 9,8%, lo que representó un incremento de 0,59 puntos respecto del control (un 7% mayor que el control). En ningún caso este tratamiento superó el valor límite requerido por la industria (12%). Esta aplicación foliar de N no afectó el calibre de los granos.

Tabla 1 Medidas resumen para las variables rendimiento, proteína y calibre. Letras diferentes junto a las medias indican diferencias significativas por test LSD Fischer (p<0.05).

	Rendimiento (kg ha.$^{-1}$)			**Proteína (%)**			**Calibre (%)**		
	Control	N 20 foliar	N 150	Control	N 20 foliar	N 150	Control	N 20 foliar	N 150
Promedio	5295 **A**	5563 **B**	5848 **C**	8.42 **A**	9.01 **B**	10.56 **C**	84.5 **B**	85.4 **B**	77.1 **A**
Cuartil 25	3868	4133	4091	7.65	8.40	9.69	81.5	79.5	72.2
Cuartil 75	7018	7193	7492	9.06	9.82	11.68	93.1	94.7	91.4
Mínimo	1882	1693	2554	6.60	6.66	7.14	32.9	30.5	19.7
Máximo	8596	9221	8724	10.69	11.21	13.34	97.2	96.3	96.7

Tabla 2: Análisis de varianza para rendimiento, proteína y calibre. Valores de *p* para los efectos Sitio, Tratamiento, su interacción y los contrastes (test de t) entre el control y los tratamientos.

	Rendimiento	**Proteína**	**Calibre**
Sitio	<0.01	<0.01	<0.01
Tratamiento	<0.01	<0.01	<0.01
Sitio x Tratamiento	<0.01	<0.01	<0.01
Contrastes			
Control vs N 150	<0.01	<0.01	<0.01
Control vs N 20 f	0,02	<0.01	0,50

Relación entre el status nutricional del cultivo en antesis con rendimiento, proteína y calibre.

El rendimiento del cultivo estuvo relacionado positivamente a la biomasa en antesis (R^2= 0,49; p<0,01) y en menor medida al N absorbido por unidad de superficie (R^2= 0,23; p<0,01), mientras que no se relacionó a la concentración de N en planta (Figura 1). El rendimiento suele estar fuertemente asociado al número de granos, y el número de granos suele relacionarse al crecimiento del cultivo antes de antesis, donde se encuentre el período crítico para el cultivo (Prystupa *et al*., 2004; Arisnabarreta & Miralles, 2008). Por lo tanto, la biomasa acumulada en antesis es un indicador de este crecimiento y del rendimiento.

El contenido de proteína estuvo asociado positivamente a la concentración de N en planta en antesis (R^2= 0,57; p<0,01), también al N absorbido por unidad de superficie, aunque en menor medida (R^2= 0,31; p<0,01) (Figura 1). Proteína no se relacionó con la biomasa acumulada en antesis (Figura 1). La concentración de N es un indicador de la disponibilidad de N que puede ser removilizado durante el llenado para ser incorporado al grano.

El calibre de los granos se correlacionó negativamente con la concentración de N en planta en antesis, aunque su ajuste fue bajo (R^2= 0,32; p<0,01). Esta relación podría explicarse dado que las plantas con mayor disponibilidad de N tienen tendencia a fijar mayor cantidad de granos en los extremos de las espigas y macollos siendo estos granos de menor tamaño (Eagles *et al.*, 1995). Por otro lado, el calibre no se relacionó significativamente con biomasa ni N absorbido. Esta falta de relación con el estado del cultivo en antesis se podría explicar porque el calibre está determinado principalmente por el crecimiento del cultivo durante el llenado de granos.

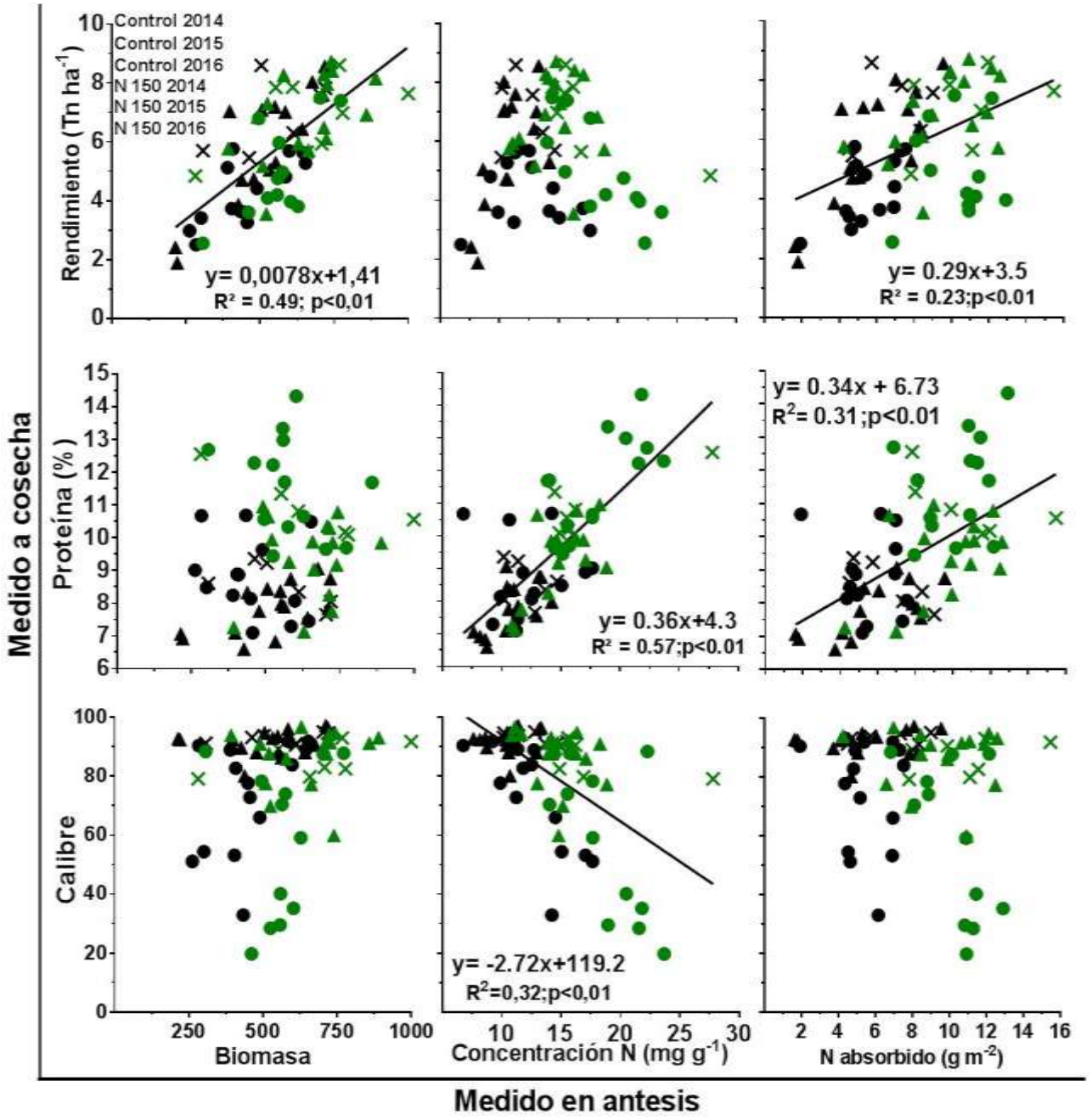


Figura 1: Rendimiento, proteína y calibre a cosecha final en función de biomasa, concentración de N y N absorbido en antesis.

Ajuste de las curvas de dilución crítica y cálculo del INN.

Con los valores de biomasa y concentración de N en planta en antesis del tratamiento fertilizado en emergencia (N 150), se ajustó una curva de dilución para N (N150 = 4,6*Biomasa-0,533). El valor de N de referencia obtenido con los datos experimentales fue inferior al de curvas de N crítico determinadas para cebada por otros autores (Justes *et. al*. 1994; Zhao *et. al*. 2014), para todo el rango de valores de biomasa (Figura 2). Si bien no se puede afirmar que la curva de N150 sea una función de valores críticos, llama la atención que todas las observaciones del tratamiento N150 estén por debajo de las curvas informadas para cebada. Estos resultados sugieren que estas curvas no representan adecuadamente la población de cultivos de cebada de nuestra red. Estas diferencias podrían atribuirse a que las curvas de referencias fueron realizadas con cebada de invierno.

El INN, calculado a partir de las curvas de dilución crítica se relacionó significativamente con la concentración de proteína en los granos (Figura 3). Usando la función ajustada con los datos experimentales (N150) se obtuvo una relación significativa con el contenido proteico (R^2= 0.56; p<0.01). Por otro lado, el INN calculado con la curva de referencia de Zhao *et. al*. (2014) también se ajustó a los datos, presentando una mejor relación con proteína (R^2= 0.63; p<0.01). Estos ajustes no fueron mucho mejores que los observados directamente con la concentración de N en antesis (R^2=0.57). Por otro lado, los INN calculados no se relacionaron al rendimiento del cultivo.

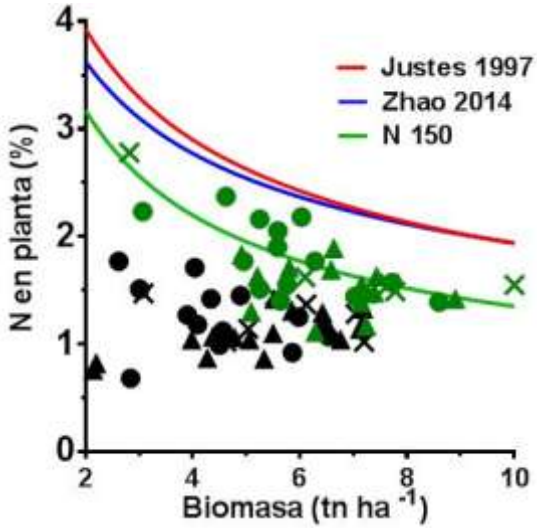


Figura 2: Concentración de N en planta en función de la biomasa en etapa de antesis con la curva de dilución del tratamiento N150 y dos curvas de dilución crítica de referencia.

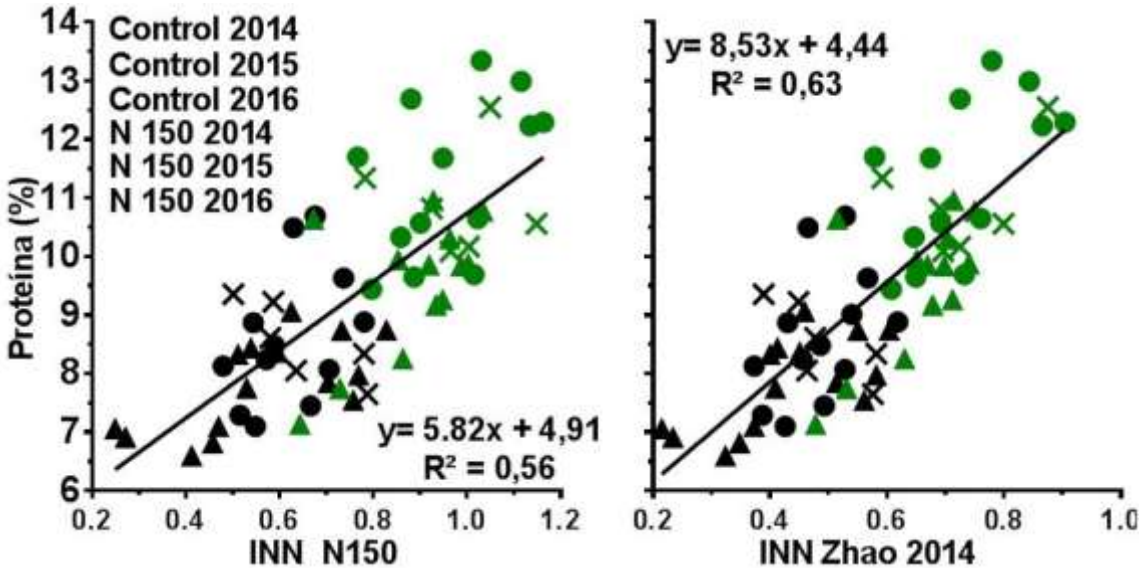


Figura 3: Proteína en función del índice de Nutrición nitrogenada (INN), obtenido mediante la curva de dilución ajustada al tratamiento N 150 y la curva de Zhao *et. al*. 2014.

CONCLUSIONES

Fertilización de base incrementó rendimiento y proteína, fertilización foliar aumentó proteína y, en menor medida el rendimiento. Rendimiento se asoció a biomasa en antesis, proteína se asoció concentración de N en planta.

El NNI resultó un buen estimador del contenido de proteína aunque las curvas críticas informadas en literatura no parecen representar adecuadamente los cultivares actuales.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la colaboración de: Nicolás y Tati Casella de Italsem S.A., Gustavo Franco; Gustavo Herrá de ASP S.A, Alejandro Alegre y Esteban Marré de El Mayoral S.R.L., Sebastian Arias, Carlos Gutiérrez, Gustavo Falconi de El Ceibo Cereales, Emilio Secreto, Marcelo Sabione y Jorge Álvarez.

BIBLIOGRAFÍA

- Arisnabarreta, S. & D. Miralles. 2008. Critical period for grain number establishment of near isogenic lines of two- and six-rowed barley. Field Crops Res. 107:196-202.
- Brihet, J.M. 2015. Relevamiento de Tecnología Agrícola Aplicada. Campaña 2012/13. Bolsa de Cereales, Buenos Aires, 206 pp.
- Eagles, H.A., A.G. Bedgood, J.F. Panozzo & P.J. Martin. 1995. Cultivar and environmental effects on malting quality in barley. Aust. J. Agric. Res. 46: 831-844
- Justes E., Mary B., Meynard J.-M., Machet J.-M., Thelier-Huche L. (1994). Determination of a Critical Nitrogen Dilution Curve for Winter Wheat Crops. Annals of Botany 74:397-407.
- Prystupa, P., R. Savin & G.A. Slafer. 2004. Grain number and its relationship with dry matter, N and P in the spikes at heading in response to NxP fertilization in barley. Field Crops Res. 90: 245-254.
- Zhao, B., 2014. Determining of a critical dilution curve for plant nitrogen concentration in winter barley.Field Crops Res. 160, 64-72.

C3P16. USO DE ÍNDICES ESPECTRALES COMO DIAGNOSTICO DE NUTRICIÓN NITROGENADA EN CEBADA CERVECERA

Boero, José J.[1.2.3]*, Federico Gomez[1], Pablo Prystupa[1.2], Susana Urricariet[1], Gustavo Ferraris[4] y Flavio Gutierrez Boem[1.2]

[1]Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes, Facultad de Agronomía, UBA; [2]INBA, CONICET-UBA; [3]Universidad Nacional de Lujan; [4]INTA EEA Pergamino

*Autor de contacto: Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes, Facultad de Agronomía, UBA. Av. San Martin 4453, CABA CP1417 josejboero@yahoo.com.ar

RESUMEN

El manejo de la fertilización nitrogenada debe ajustarse para lograr altos rendimientos y un adecuado contenido proteico (alrededor del 11%). Dicha práctica se basa en aplicaciones al inicio del ciclo (para aumentar rendimiento y proteína) y en antesis en bajas dosis, como complementaria a la aplicación basal, principalmente para incrementar proteína. Actualmente no hay una metodología ajustada para estimar la necesidad de fertilización complementaria para ajustar proteína. El uso de índices espectrales surge como una alternativa rápida y económica para diagnosticar la necesidad de fertilizar durante el ciclo del cultivo. Los objetivos de este trabajo fueron: Estimar el estado nutricional del cultivo en antesis y predecir el rendimiento y el contenido proteico a cosecha usando índices espectrales. Se realizaron 39 ensayos sobre cultivos comerciales, con 2 tratamientos: Control (Dosis de N usada por el productor); N 150 (150kg N ha^{-1} en emergencia + N productor). En antesis se determinó: biomasa, concentración de N en planta, N absorbido, índice SPAD y se calcularon varios índices espectrales a partir de la reflectancia del cultivo medida con un sensor terrestre portátil (Cropscan MSR 16). A cosecha se midió rendimiento y contenido proteico. Se establecieron relaciones entre los parámetros medidos en antesis con rendimiento y proteína. Los índices espectrales NDVI, GNDVI, TCARI, OSAVI y REIP correlacionaron con biomasa, mientras que la concentración de N en biomasa solo se relacionó a SPAD relativo (SPAD control/SPAD N150). Los índices NDVI, GNDVI y OSAVI permitieron una adecuada estimación del rendimiento. Por otro lado, proteína solo tuvo una débil correlación con SPAD. Proteína se asoció al N disponible inicial (N-nitrato + N fertilizante) por unidad de rendimiento. Usando NDVI medido en antesis como estimador de rendimiento se pudo predecir satisfactoriamente el contenido proteico de los granos.

Palabras claves: sensores remotos, índices espectrales, proteína

INTRODUCCION.

El uso de la fertilización nitrogenada en estadios avanzados del cultivo, cercano a antesis, surge como una alternativa para ajustar el contenido proteico en cebada cervecera y cumplir con los requisitos de calidad exigidos por la industria maltera. Como esta aplicación se realiza cuando ya ha transcurrido una buena parte del ciclo del cultivo y transcurrido el período crítico, se podría diagnosticar el estado nutricional del cultivo con mayor precisión que a la siembra-macollaje (Prystupa et al., 2004). La respuesta del cultivo a la aplicación de N en este momento del ciclo podría predecirse mediante la evaluación de variables del cultivo como la biomasa aérea, el N absorbido o la concentración del N en el cultivo. Estas variables pueden determinarse en forma directa, o estimarse a través de sensores remotos (radiómetros espectrales) (Clevers & Kooistra, 2012; Freeman *et a*l. 2003; Thenkabail, *et al*. 2002).

A partir del uso de sensores multiespectrales es posible generar numerosos índices que permiten evaluar distintos aspectos del canopeo de los cultivos (Hatfield *et al*., 2008). El NDVI (Rouse *et. al.,* 1973) es uno de los más usados. Gitelson *et al.,* (1996) proponen al GNDVI como un mejor estimador de biomasa con alta cobertura vegetal. Otros índices que se han propuesto son el Índice transformado de la absorción de la clorofila TCARI y el Índice de vegetación ajustado por la reflectancia del suelo OSAVI (Rondeaux *et. al*., 1996). A su vez, se pueden emplear combinaciones de estos índices como el cociente TCARI/OSAVI (Haboudane *et a*l. 2002) y el cociente MCARI/MTVI2 (Eitel *et al.* 2007).

La relación entre el nitrógeno disponible (Nd) y el rendimiento (R) (Nd/R), es un buen estimador del contenido proteico en cebada. En una red experimental anterior se determinó que para alcanzar un contenido proteico óptimo para la industria maltera (entre 10 y 12%) se debe disponer entre 22 y 40 kg ha^{-1} de N disponible por tonelada de rendimiento (Prystupa et al., 2008). Este modelo permite calcular el requerimiento de N para un rendimiento esperado. La limitación que tiene este procedimiento es que al comienzo del ciclo del cultivo no se puede realizar una buena estimación del rendimiento alcanzable, ya que este último depende de las condiciones ambientales durante el ciclo del cultivo. Dado que mediante índices espectrales se podría predecir el rendimiento con buena precisión, este modelo podría usarse para

estimar la necesidad de N considerando el estado nutricional del cultivo cercano al período crítico y, por lo tanto, obtener una mejor estimación que a la siembra.

Los objetivos de este trabajo fueron:

- Estimar el estado nutricional del cultivo en antesis mediante sensores remotos, a través de índices espectrales
- Predecir el rendimiento y contenido proteico del grano en cultivos de cebada cervecera a partir de índices medidos en antesis.
- Relacionar el cociente Nd/R con el contenido proteico y usarlo como predictor de necesidad de fertilización, usando el rendimiento estimado mediante índices.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron 39 experimentos en el área del norte de la Provincia de Buenos Aires y sur de la provincia de Santa Fe, entre los años 2014 y 2016, sobre cultivos destinados a producción. Se usaron dos tratamientos: Control (sin fertilización adicional a la realizada por el productor a la siembra) y N150 (150 kg N ha^{-1} en 2 hojas- inicio de macollaje; sin limitación de N). Los sitios experimentales se encuentras descriptos Boero *et al*. (2018). Para este trabajo se realizaron las mediciones con sensores remotos y SPAD. En la semana previa a antesis se determinó el índice de verdor mediante un clorofilómetro (Minolta SPAD 502) en la anteúltima hoja en 20 plantas por parcela. Se calculó el valor de SPAD relativo de la siguiente manera: SPAD Control/SPAD N150. Se midió la reflectancia del cultivo con un radiómetro multiespectral portátil (CropScan MSR16, Rochester, EE.UU.), que permite medir la reflectancia del cultivo en 16 bandas comprendidas entre los 450 y 1600 nm. A partir de las lecturas obtenidas se calcularon varios índices espectrales (Clevers & Kooistra, 2012; Thenkabail *et a*l., 2000; Eitel, 2008; Haboudane, 2002): NDVI (Rouse *et. al.,* 1973); GNDVI; OSAVI; TCARI y REIP. En antesis se determinó la biomasa aérea mediante cosecha, la concentración de N en el material vegetal, por colorimetría sobre digestos Kjeldahl, y el N absorbido.

La cosecha a madurez se realizó en forma manual y se trilló en trilladora estacionaria. Sobre las muestras obtenidas se determinó la concentración de N del grano (y proteína multiplicando este valor por 6.25). Se realizaron análisis de regresión entre los índices espectrales y las variables medidas tanto en antesis como en cosecha final.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Relación de los índices espectrales medidos en antesis con la biomasa y la concentración de N en planta.

La biomasa del cultivo en antesis se relacionó significativamente con los siguientes índices evaluados: NDVI, GNDVI, OSAVI y REIP (Figura 1). En todos los casos las funciones cuadráticas presentaron mejor ajuste que las funciones lineales. El NDVI mostró el mejor ajuste (R^2= 0.60), siendo este resultado similar a lo observado por otros investigadores tanto para cebada como trigo (Freeman, 2003; Fox, 2008; Hatfield, 2002). Este índice tendió a saturase en altos valores de biomasa. El GNDVI y el OSAVI, propuestos como alternativa al NDVI por su menor tendencia a saturarse no mejoraron el ajuste (R^2=0.56-0.58). Por otra parte, REIP también reportado como buen estimador de biomasa (Redel & Zubillaga, 2014), mostró una menor tendencia a saturarse con valores altos de biomasa, aunque su ajuste fue menor que el de los índices anteriores. La concentración de N en la biomasa aérea no se relacionó con la mayoría de los índices probados. Solo se observó una relación con el SPAD relativo y el REIP del tratamiento control (Figura 2). La medición del índice SPAD relativizada a un tratamiento suficiente de N permite eliminar los efectos ambientales y de cultivar (Wienhold & Krupinsky, 1999). La falta de relación entre los índices espectrales y esta variable podría deberse principalmente a la alta sensibilidad de los índices a la cobertura por parte del cultivo. Por lo tanto, diferencias en la cobertura del suelo, debida a factores ambientales y prácticas de manejo, que fueron variables entre los sitios, podrían haber afectado esta relación. Estas observaciones coinciden con lo reportado en otros trabajos, donde se establecieron relaciones entre los índices y la concentración de N en planta a nivel local, bajo las mismas condiciones de cultivo, mientras que a nivel regional el ajuste fue más débil (Eitel, 2008; Haboudane *et al.*, 2002).

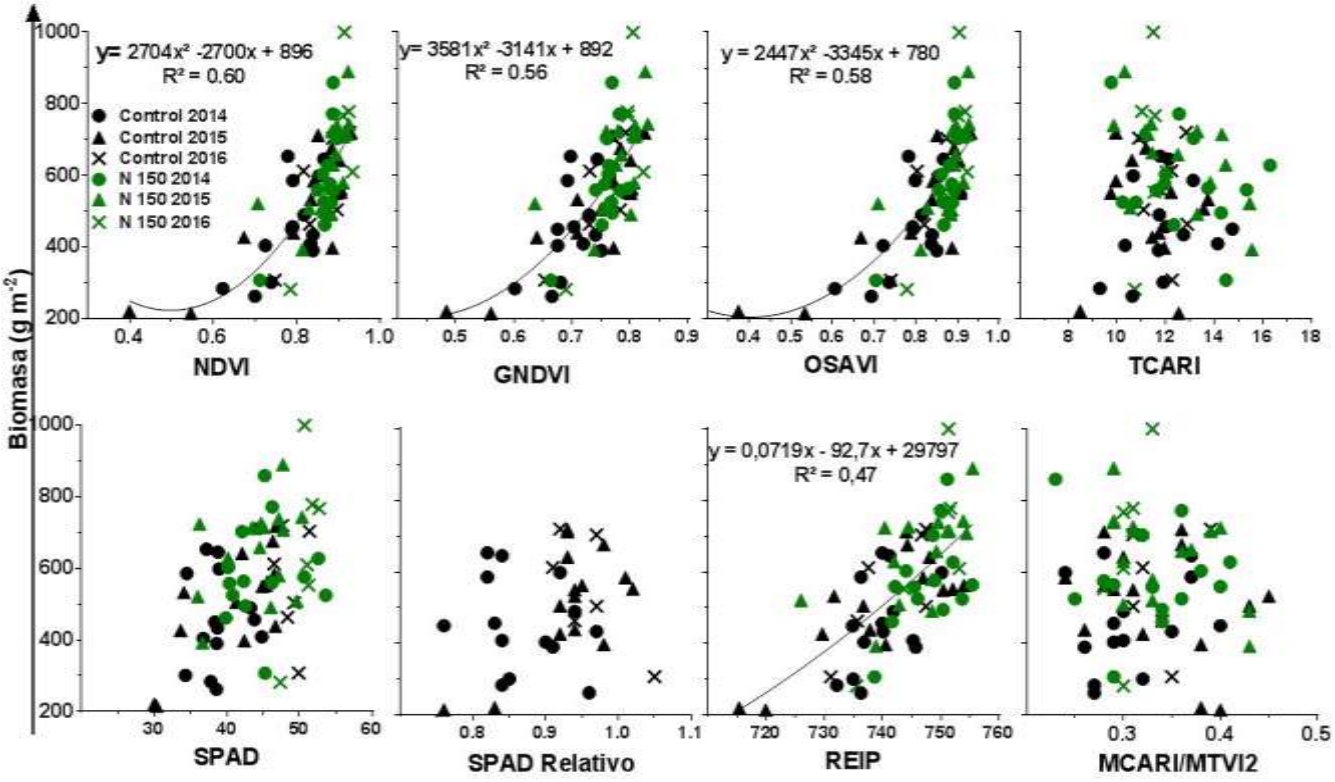


Figura 1: Relación de la biomasa del cultivo en antesis con los índices espectrales y SPAD

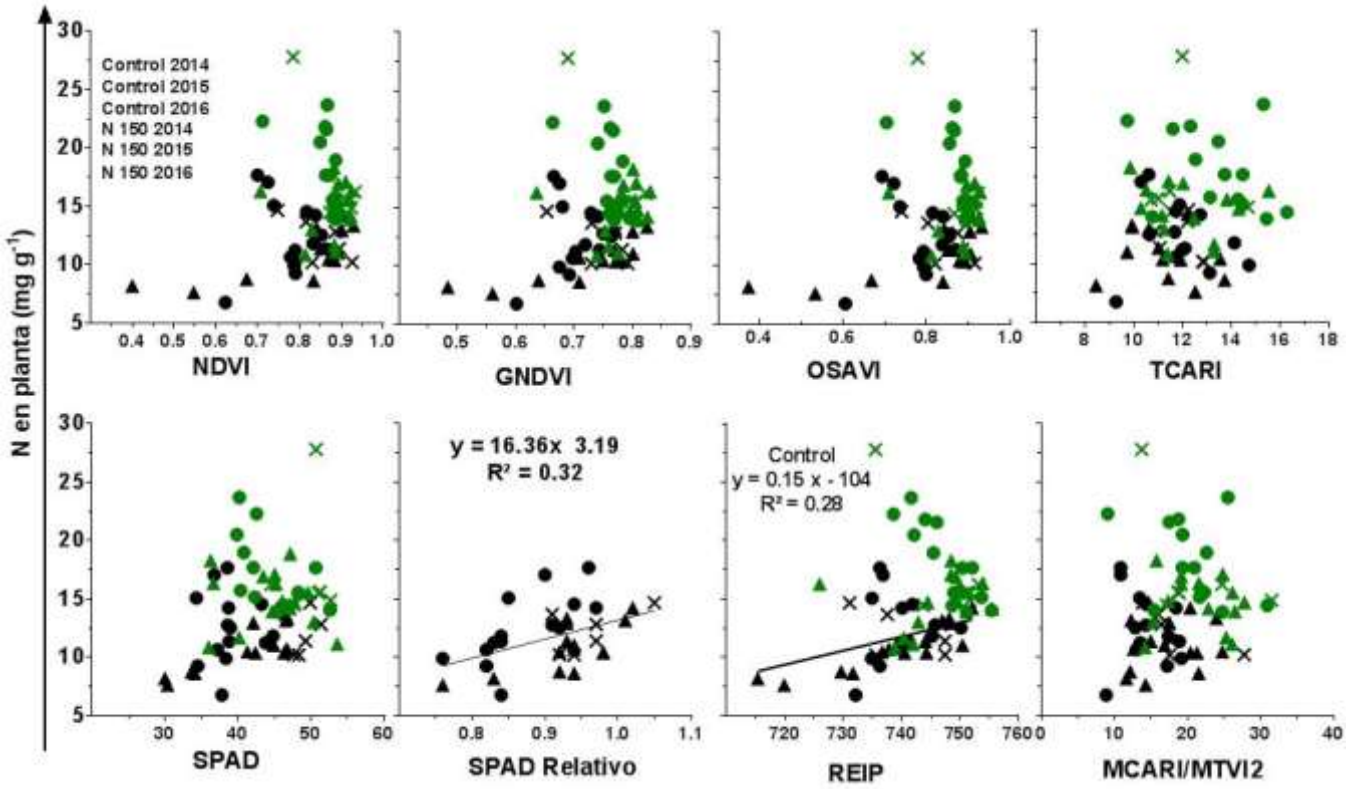


Figura 2: Relación de la concentración de N en planta en antesis con los índices espectrales y SPAD. Las regresiones para SPAD relativo y REIP fueron ajustadas solo al tratamiento control.

Relación de los índices espectrales medidos en antesis con el rendimiento y contenido proteico en grano

El rendimiento estuvo asociado a varios de los índices evaluados, siendo el NDVI y GNDVI los que mostraron un mejor ajuste. Las funciones que lograron los mejores ajustes fueron cuadráticas, excepto para REIP (Figura 3). Los índices que mejor ajustaron con el rendimiento fueron los que mejor se relacionaron con la biomasa en antesis.

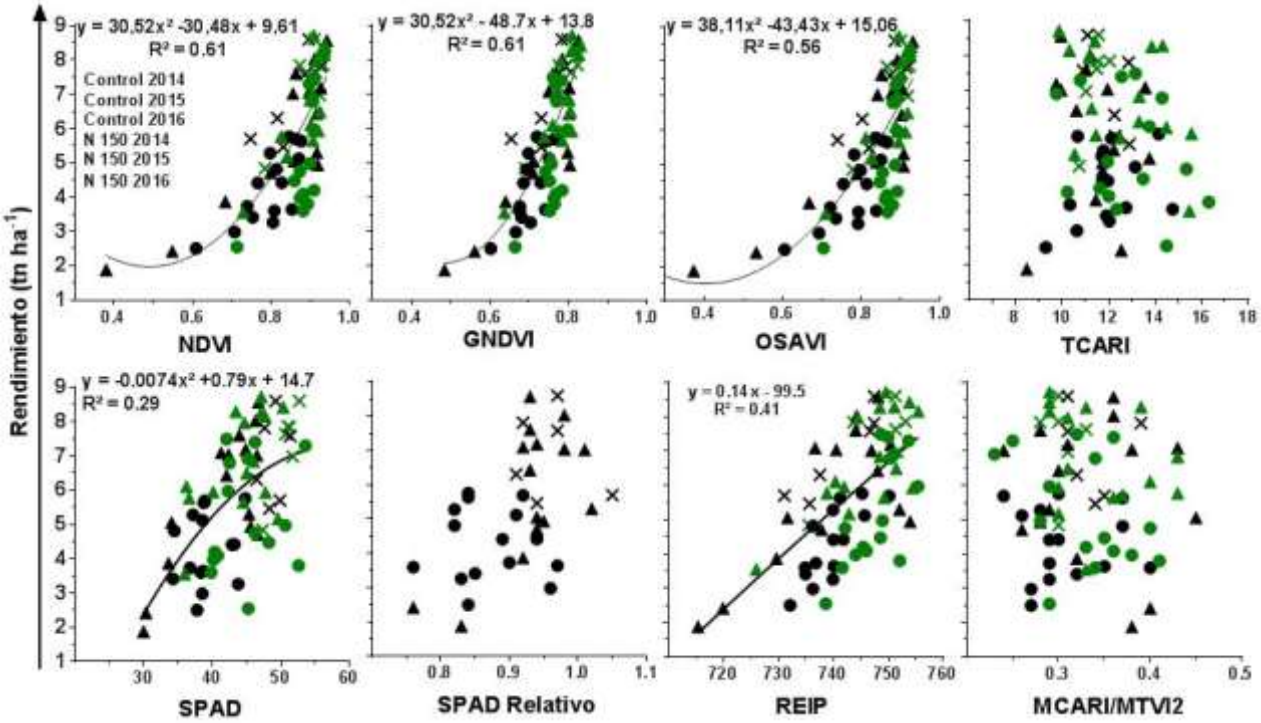


Figura 3: Relación entre el rendimiento del cultivo con los índices espectrales y SPAD.

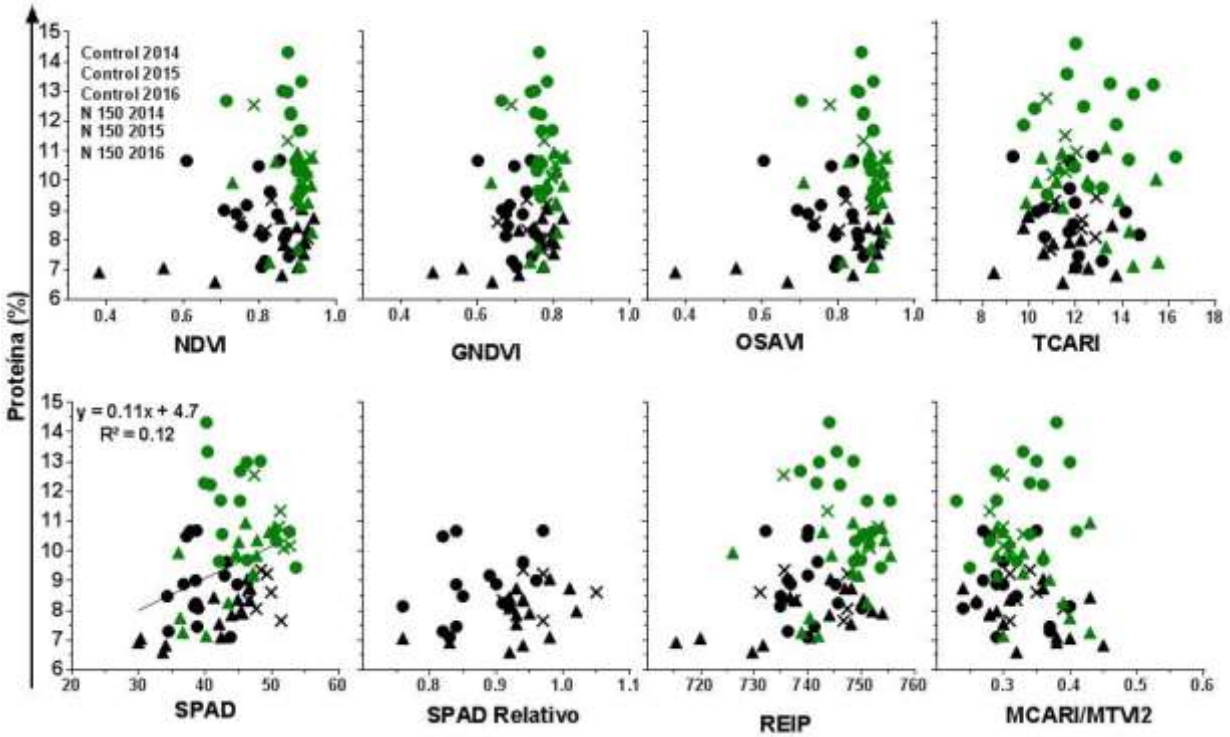


Figura 4: Relación entre el contenido proteico en grano con los índices espectrales y SPAD

El contenido de proteína en grano no mostró relación con ninguno de los índices espectrales. Sólo la medición de SPAD se relacionó débilmente con la proteína (Figura 4). La falta de relación observada puede deberse por un lado, a que ninguno de los índices probados se relacionó con la concentración de N en planta en antesis. Como se observó previamente (Boero *et. al.* 2018, este Congreso), el contenido proteico de los granos estuvo relacionado con la concentración de N en la etapa de antesis. En el caso del SPAD relativo y REIP, si bien se asociaron a la concentración de N en antesis para el grupo control, no mostraron relación con la concentración de proteína de los granos.

Relación entre el N disponible con el rendimiento y contenido de proteína, uso del rendimiento estimado en antesis como diagnóstico.

La concentración de proteína de los granos estuvo relacionada al N disponible para el cultivo (sumatoria del N en el suelo como nitrato más el N agregado en el tratamiento N150) (R^2= 0.34, p<0.01) (datos no mostrados) y en mayor medida el cociente Nd/R (N disponible por unidad de rendimiento, R^2= 0.47, p<0.01) (Figura 5). Este cociente permitió explicar la concentración de proteína mejor que el N disponible debido a que considera la dilución de la proteína debido al incremento de rendimiento. A partir de la función obtenida se puede calcular la cantidad de N necesaria para lograr un contenido proteico deseado para un rendimiento logrado. Con la regresión observada se calculó que se requieren entre 32.8 y 47.1 kg de N por tn de rendimiento para obtener contenidos proteicos de 10 y 11%, respectivamente. Los valores obtenidos fueron superiores a los observados en una red anterior por Prystupa et. al. 2008, que fueron de 22 y 40 kg de N por tn de rendimiento. El rendimiento puede estimarse en antesis mediante alguno de los índices que se relacionaron a esta variable según lo descrito en la Figura 3. Usando la relación entre NDVI y rendimiento (Rendimiento = 25.71*(NDVI)^2 - 24.66*NDVI + 7.98, Figura 5), se puede estimar en antesis el rendimiento del cultivo. Se encontró una relación significativa entre el N disponible por tonelada de rendimiento estimado con el contenido de proteína (R^2= 0.40; p<0.01), por lo que el rendimiento estimado en antesis puede ser usado para predecir la concentración de proteína de los granos. Según la relación obtenida, se deben disponer entre 28.7 y 39.g kg de N por tonelada por tonelada de rendimiento predicho mediante NDVI para lograr contenidos de proteína entre 10 y 11% respectivamente.

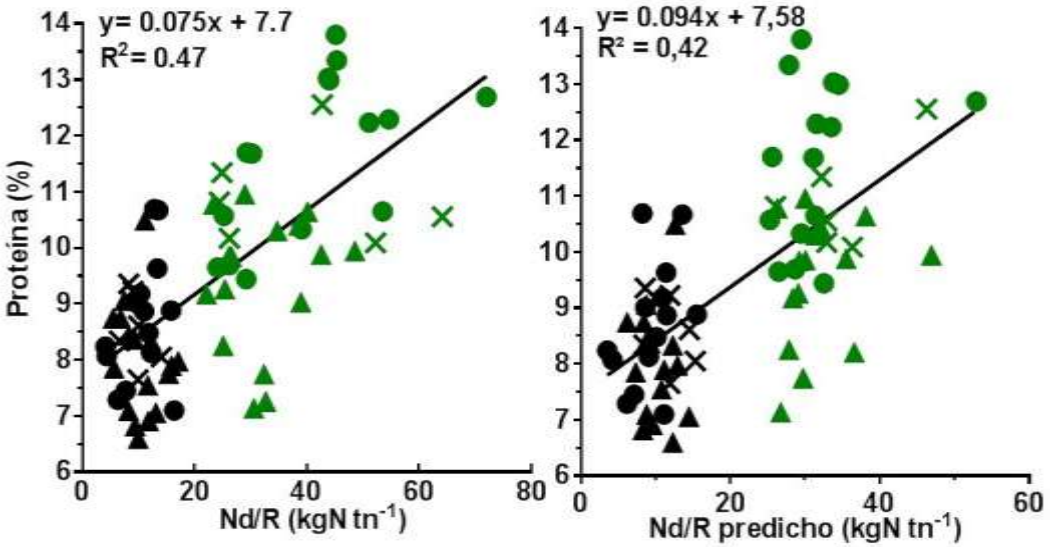


Figura 5: Proteína en función del N disponible por tonelada de rendimiento (Nd/R) (Izquierda) y proteína en función del N disponible por tonelada de rendimiento predicho mediante NDVI medido en antesis (Derecha).

CONCLUSIONES

En antesis, varios de los índices espectrales se relacionaron con la biomasa del cultivo, y el NDVI fue el que logró el mejor ajuste. Por otro lado, no se observó una relación entre la concentración de N del cultivo y ninguno de los índices. Sólo se pudo ajustar el índice SPAD y REIP para el grupo de tratamiento control. Una estrategia para mejorar el ajuste sería agrupar los datos por alguna variable, ya sea ambiental o de cultivo, para disminuir la interferencia de otros factores diferentes a la nutrición nitrogenada.

El rendimiento se relacionó a varios de los índices probados, y el NDVI mostró el mejor ajuste. La concentración de proteína sólo se relacionó débilmente a SPAD. Dado que proteína se relacionó con la disponibilidad de N por unidad

de rendimiento logrado, esta relación puede usarse para predecir el contenido proteico usando el rendimiento predicho en etapa de antesis con el NDVI. Con esta relación, conociendo el aporte de N del suelo más el fertilizante agregado, puede estimarse la concentración de proteína que se va a obtener a cosecha y, por lo tanto, la necesidad de fertilización complementaria.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la colaboración de: Nicolás y Tati Casella de Italsem S.A., Gustavo Franco; Gustavo Herrá de ASP S.A, Alejandro Alegre y Esteban Marré de El Mayoral S.R.L., Sebastian Arias, Carlos Gutiérrez, Gustavo Falconi de El Ceibo Cereales, Emilio Secreto, Marcelo Sabione y Jorge Álvarez.

BIBLIOGRAFÍA

- Boero J.J. Gomez F.M. Prystupa P.P. Ferraris G.N. y. Gutierrez Boem F.H. (2018) Fertilización nitrogenada en emergencia y antesis en cebada cervecera, uso de curvas de dilución como herramienta de diagnóstico. XXVI CACS, Tucumán, 2018.
- Clevers, J.G. & L. Kooistra. 2012. Using hyperspectral remote sensing data for retrieving canopy chlorophyll and nitrogen content. IEEE J Selected Topics Applied Earth Observations Remote Sensing, 5(2): 574-583.
- Eitel, J.U.H.; Long, D.S.; Gessler, P.E.; Hunt, E.R.; Brown, D.J. 2008 Sensitivity of ground-based remote sensing estimates of wheat chlorophyll content to variation in soil reflectance. Soil Sci. Soc. Am. J. 2009, 73, 1715–1723.
- Freeman, K.W., W.R. Raun, G.V. Johson, R.W. Mullen, M.L. Stone & J.B. Solie. 2003. Late-season prediction of wheat grain yield and grain protein. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 34: 1837-1852.
- Fox, R.H. & C.L. Walthal 2008 Crop Monitoring Technologies to Assess Nitrogen Status. Nitrogen in Agricultural Systems. 647-674.
- Gitelson, A.A., Y.J. Kaufman, and M.N. Merzlyak, 1996. Use of a green channel in remote sensing of global vegetation from EOS-MODIS, Remote Sens. Environ,. 58:289-298.
- Haboudane, D., J.R. Miller, N. Tremblay, P.J. Zarco-Tejada, and L. Dextrazec.2002. Integrated narrow-band vegetation indices for prediction of cropChlorophyll content for application to precision agriculture. Remote Sens.Environ. 81:416–426.
- Hatfield, J.L., A. A. Gitelson, J. S. Schepers, and C. L. Walthall. 2008. Application of Spectral Remote Sensing for Agronomic Decisions. Agronomy Journal 100: 117-131.
- Prystupa, P., R. Savin & G.A. Slafer. 2004. Grain number and its relationship with dry matter, N and P in the spikes at heading in response to NxP fertilization in barley. Field Crops Res. 90: 245-254.
- Prystupa, P., G. Ferraris, R. Bergh, T. Loewy, L. Ventimiglia, L. Couretot & F.H. Gutierrez Boem. 2008. Fertilización de cebada cervecera cv. Scarlett: IV. Estimación de la respuesta del contenido proteico a la fertilización nitrogenada. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, San Luis, Mayo.
- Redel M. & M Zubillaga. 2014. Aproximaciones para el manejo sitio-específico de la fertilización nitrogenada en maíz a través de índices espectrales. Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica. N° 15 IPNI Cono Sur, Bs As, pp 15-21.
- Rondeaux, G., M. Steven, and F. Baret. 1996. Optimization of soil-adjusted vegetation indices. Remote Sens. Environ. 55:95–107.
- Rouse, J.W., Jr., R.H. Haas, J.A. Schell, and D.W. Deering. 1973. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. ERTS Symp. 3rd, Washington, DC. 10–14 Dec. 1972. NASA SP-351. Vol. I:309–317. NASA, Washington, DC.
- Thenkabail, P.S., R.B. Smith & E. de Pauw. 2000. Hyperspectral vegetation indices and their relationships with agricultural crop characteristics. Remote Sens. Environ. 71: 158-182.
- Wienhold, B.J.,& J.M. Krupinsky. 1999. Chlorophyll meter as nitrogen management tool in malting barley. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 30:2551–2562.

C3P17. USO DE DIGESTATO COMO BIOFERLIZANTE DERIVADO DE LA GENERACIÓN DE BIOGÁS

Bongiovanni Marcos D., Marzari Rosana y Amin, Silvana.

Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. Ruta 8 Km 601. Rio Cuarto. Córdoba mbongiovanni@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN

El digestato es un subproducto de la producción de biogás (metano) a partir del proceso de digestión anaeróbica de productos vegetales y estiércoles de animales. Presenta un alto valor nutricional, por lo que puede ser utilizado como biofertilizante, promoviendo la recirculación de nutrientes y considerando la posibilidad de reemplazar parcial o totalmente el uso de fertilizantes sintéticos, disminuyendo su uso y evitando así problemas de contaminación por concentración. El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto del digestato como biofertilizante en un cultivo de maíz, estudiando sus posibles efectos a nivel físico-químico y químico del suelo y la respuesta productiva del cultivo. Se plantearon cinco tratamientos con aplicación de biofertilizante en dosis y momentos de aplicación variables, un tratamiento con fertilizante químico comercial en la dosis usada normalmente por el productor y un testigo sin aplicación de fertilizante. El uso de digestato como biofertilizante no modificó significativamente propiedades físico-químicas del suelo como son pH y CE, manteniendo los niveles dentro de los parámetros óptimos para el crecimiento de maíz. La aplicación del biofertilizante tuvo efectos positivos en los nivele de P disponible en el suelo y en la respuesta del rendimiento del cultivo de maíz, existiendo diferencias significativas con el tratamiento testigo, sin la aplicación de biofertilizante.

Palabras claves: suelo, nutrición, bioenergía

INTRODUCCIÓN

La situación ambiental actual requiere cada vez más la utilización de alternativas más eficientes y amigables con el medio ambiente, con el objetivo de tender hacia una producción más sustentable que permita también altos niveles productivos pero sin perder en el proceso recursos no renovables y contaminar el medio. Tecnologías limpias como la energía solar, eólica, geotérmica y la producción de biocombustibles están comenzando a tener más atención en un contexto donde el uso de energía fósil como principal fuente de energía comienza a tener más repercusiones en varios aspectos, tanto sociales, económicos, políticos como ambientales.

Como externalidades de la generación de energía por medio de biocombustibles se generan subproductos de alto valor nutricional. El digestato utilizado como biofertilizante es el producto remanente luego de que ocurrió la digestión anaeróbica en el reactor del ingestato (Cecchi *et al.*, 1988). El digestato es un subproducto de la producción de biogás (metano) a partir del proceso de digestión anaeróbica de productos vegetales y estiércoles de animales, el cual puede ser utilizado a modo de biofertilizante. El procedimiento de digestión anaeróbica en las plantas de biogás básicamente gradúa las fracciones orgánicas de la materia prima a metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) y residuos digeridos, conservando el nitrógeno como amonio (NH_4^+) (Barbosa, 2014). Es biológicamente más estable que la materia orgánica propia del ingestato, por lo que no es rápidamente degradado, tiene un gran valor nutritivo ya que posee nutrientes esenciales como N, P, K, Mg y algunos elementos traza que se conservan en el residuo y que son requeridos por las plantas. El digestato mejora el rendimiento del cultivo cuando se usa como fertilizante en la producción de plantas, ya que nutrientes como el nitrógeno y fósforo, entre otros, que se mineralizan en el digestor, pasan a estar disponibles y no se pierden en el proceso (Masse, 2007). A su vez, presenta beneficios para la estructuración y agregación del suelo y provee en mayor proporción moléculas recalcitrantes (lignina, cutina, ácidos húmicos), las cuales son bien conocidas como precursoras en el proceso de humificación (D'Imporzano & Adani, 2007; Schievano *et al*., 2008), aumentando la materia orgánica del suelo y todos los beneficios que esto conlleva. Otro dato importante del proceso es que el nitrógeno mineralizado se acumula mayormente como (NH_4^+) (Sorensen & Moller, 2008), siendo este ion muy disponible y absorbible por el cultivo.

Considerando la posibilidad de reemplazar parcial o totalmente el uso de fertilizantes sintéticos con la aplicación al suelo de digestato, promoviendo así la recirculación de nutrientes y evitando problemas de contaminación por concentración, se desarrollo el presente trabajo con el objetivo de evaluar el efecto de la aplicación de digestato como

biofertilizante en un cultivo de maíz, estudiando sus posibles efectos a nivel físico-químico y químico del suelo y la respuesta productiva del cultivo.

MATERIALES Y MÉTODOS

La experiencia se realizó en la campaña 2015-2016 en un establecimiento agropecuario ubicado unos 7 km al sur oeste de la ciudad de Río Cuarto, Córdoba. Los suelos predominantes en el área son Haplustoles típicos con textura franca.

El diseño de la investigación fue en bloques completos al azar con tres repeticiones, cada parcela tuvo una dimensión de 18 m x 130 m. Se plantearon cinco tratamientos con el biofertilzante, los cuales fueron variando en la dosis y en el momento de la aplicación, un tratamiento con fertilizante químico comercial en la dosis usada por el productor y un tratamiento testigo sin fertilizar.

Tratamientos:

T1: 100 m^3. ha^{-1}, un mes antes de la siembra del cultivo de maíz.
T2: Testigo sin la aplicación de digestato
T3: 50 m^3. ha^{-1}, una semana antes de la siembra.
T4: 100 m^3. ha^{-1}, una semana antes de la siembra.
T5: 150 m^3. ha^{-1}, una semana antes de la siembra.
T6: 200 kg de una mezcla de fosfato diamónico y urea.

El digestato utilizado como biofertilizante posee en promedio: 63,5 g l^{-1} de sólidos totales, pH de 7,9 y conductividad eléctrica de 17 dS m^{-1}. Aportando 2,73 g l^{-1} de N y P disponible de 13,5 mg l^{-1}. Se sembró el maíz DK190 MGRR a razón de 3,4 semillas por metro, el 16 de diciembre de 2015.

El digestato utilizado como fertilizante se enmarca con la reglamentación de estándares y normas de vertidos para la preservación del recurso hídrico provincia de Córdoba (MAAySP, 2017)

Determinaciones:

Las determinaciones se realizaron en el suelo a dos profundidades: 0-20 y 20-40 cm y en tres momentos del ciclo del cultivo de maíz: a la semana de siembra (Dic), a los a los 80 días de la siembra (Feb) y a cosecha (Agos). A las muestras se le determinó contenido de Materia orgánica total (MOt) mediante el método de Walkley-Black (Nelson & Sommer, 1982), Nitrógeno de Nitratos (Fenoldisulfónico), fósforo disponible (Bray & Kurtz), pH actual, conductividad eléctrica (C.E.) 1:1(Page, 1982) y actividad biológica global (ABG) del suelo en condiciones controladas durante 14 días de incubación (Frioni, 1990). En el cultivo se determinó densidad de plantas logradas, rendimiento de granos por medio de cosecha manual y la relación en peso grano/marlo de todos los tratamientos estudiados. En el tratamiento testigo (T6) sólo se midió rendimiento del cultivo, sin realizar determinaciones en suelo.

El análisis de los datos obtenidos se realizó por medio de estadísticas descriptivas, análisis de varianza y comparación de medias por Fisher ($p<0,05$) (DiRenzo, 2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

No se observaron efectos fitotoxicos por parte del digestato usado como bifertilizante, dado que la densidad de plantas lograda en promedio fue de 60 000 pl ha^{-1} y no hubo diferencias significativas entre la cantidad de plantas de maíz emergidas en los diferentes tratamientos.

La aplicación del biofertilizante no produjo cambios en los niveles de M.O. del suelo de 0-20 cm a corto plazo, encontrándose valores entre 1,85 y 2.06 % con un CV de 9,88% para los diferentes tratamientos utilizados y para las dos fechas en que se determino esta variable (Dic y Feb).

El bioferiliznate tampoco genero cambios significativos en los niveles de C.E. del suelo, siendo este dato muy importante debido a los altos niveles de C.E. que posee el digestato. Los valores de C.E. en el suelo variaron del más bajo en el T3 (0,23 dS m^{-1}) al más alto en T1 (0,29 dS m^{-1}) en el muestreo de Dic., disminuyendo a lo largo del ciclo del maíz a valores menores a 0,1 dS.m^{-1}, esto se prodía atribuir principalmente al lavado de sales por efecto de las precipitaciones, ya que entre la aplicación del biofertilizante y la cosecha la lluvia fue de 619 mm (Fig. 1a). El pH determinado en el suelo no presentó diferencias estadísticamente significativas ($p<0,05$) entre tratamientos para cada fecha de muestreo (Dic, Feb y Ago), encontrándose una tendencia a incrementar los valores de pH de 5,9 en el muestreo de Dic a 6,3 en el muestreo de Agos (Fig 1b).

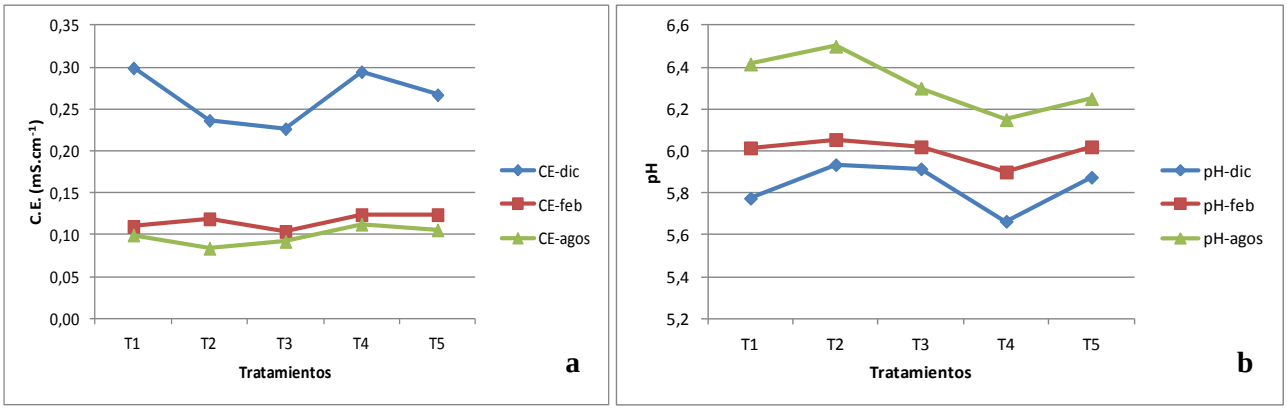


Figura 1. a: Conductividad eléctrica (C.E) de 0-20 cm en el suelo para los muestreo de diciembre, febrero y agosto. **b**: pH de 0-20 cm en el suelo para los muestreo de diciembre, febrero y agosto.

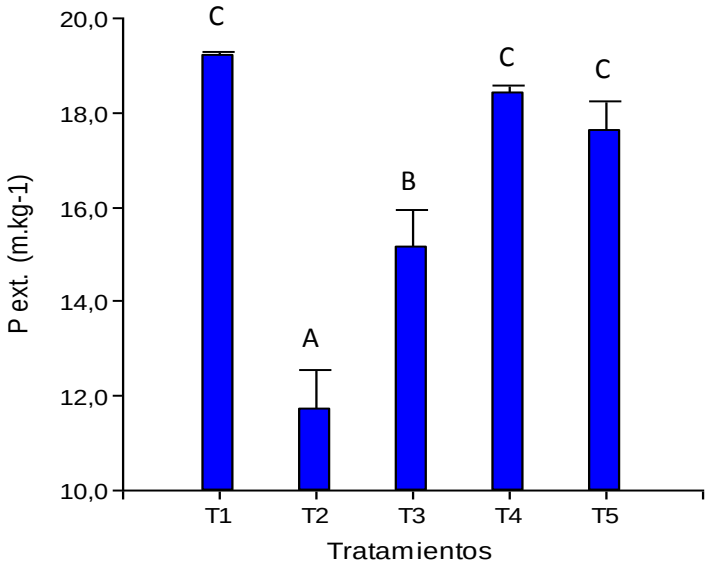


Figura 2: Fósforo extractable de 0 a 20 cm de profundidad para los distintos tratamientos. Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p<= 0,05). Las barras indican el valor del error estándar de las medias.

La aplicación anticipada (T1) un mes antes de la siembra incrementó los niveles de P extractable cuando se lo compara con el testigo (T2). Este resultado es destacable ya que estos niveles altos de P se mantuvieron hasta el momento de la siembra, que es cuando el cultivo lo comienza a necesitar disponible. Los tratamientos aplicados una semana antes de la siembra también modificaron el P ext, cuando se lo compara con el testigo (T2). La disponibilidad de P se incrementa, estando con más disponibilidad al momento de floración, sobre todo en la dosis máxima, donde encontraron valores que superan 1,9 veces al T2 (Fig. 2).

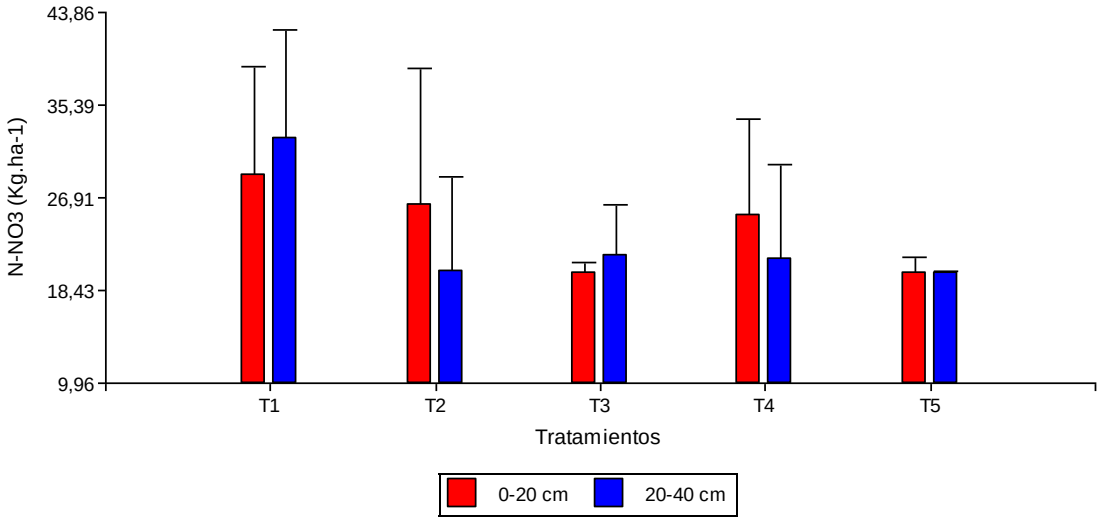


Figura 3: Nitrógeno de Nitratos a dos profundidades para los distintos tratamientos con digestato. Las barras indican el valor del error estándar de las medias.

Los niveles de nitratos en el suelo se diferenciaron en las dos profundidades estudiadas (0-20 y 20-40 cm) y para los dos momentos del cultivo (semana de siembra diciembre y floración, datos no mostrados), no existiendo diferencias marcadas entre tratamientos. Con la disponibilidad de NO_3^- sucedió algo similar que con el P, en la medición a floración las aplicaciones de biofertilizante en la semana anterior a la siembra, se encontraron los mayores niveles en el suelo a la floración del maíz, hecho muy importante ya que es cuando se dan las mayores demandas del nutriente por parte del cultivo. Con la aplicación temprana (T1) las mayores disponibilidades de NO_3^- se encontraron más cercanas a la siembra del maíz (Fig. 3). En el presente ensayo no se registraron acumulación de nitratos en el suelo ya que no se presentó asincronia entre la mineralización del nitrógeno orgánico del digestato y el absorbido por la planta, disminuyendo los potenciales efectos negativos por lixiviación. Otro punto importante que puede influir en los bajos niveles de nitratos encontrados en el suelo es a que una graparte del aporte del bofertilizante se hace en forma de amonio (Sorensen and Moller, 2008)

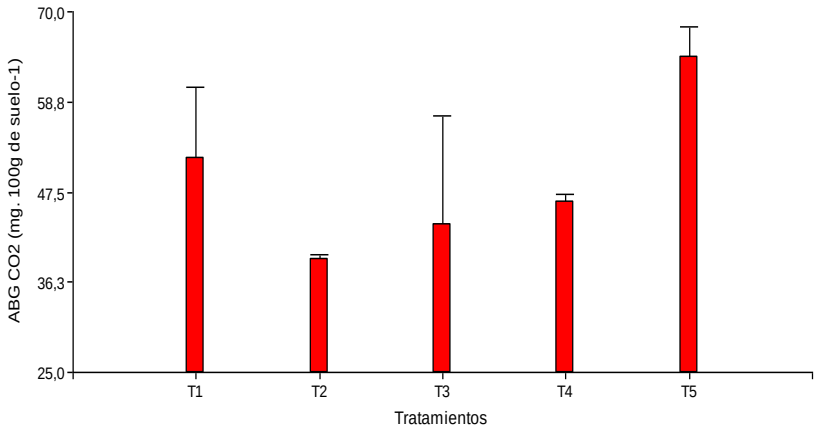


Figura 4: Respiración del suelo para los diferentes tratamientos con biofertilizante de 0 a 20 cm de profundidad para los distintos tratamientos. Las barras indican el valor del error estándar de las medias.

La medida de la respiración permite evaluar la actividad total de un suelo o la transformación de un determinado sustrato (Cabrera y Crespo, 2001). La ABG medida en el CO_2 desprendido debido a la respiración del suelo no fue significativamente diferente por efecto de la aplicación del digestato, existiendo una tendencia a una mayor liberación de CO_2 en los tratamientos con mayor dosis y en la de dosis anticipada (Fig. 4).

Tabla 1: Rendimiento de maíz en función de los diferentes tratamientos de digestato como biofertilizante

Tratamientos	Rendimiento Maíz (Kg.Ha-1)	Relación Grano/Marlo
T1	8428,5 a	7.99 a
T2	6251,5 b	7,26 a
T3	7492,2 a	7.75 a
T4	7560,0 a	7,67 a
T5	8354,8 a	7,96 a
T6	7394,3 a	7,64 a
CV %	9,4	6,57

Medias con una letra común en las misma columna no son significativamente diferentes (p<= 0,05)

La aplicación del biofertilizante (T1, T3, T4 y T5) tuvo efectos significativos sobre el rendimiento cuando se lo compara con el tratamiento testigo (T2) (Tabla 1). Con la aplicación del biofertilizante se obtuvieron rendimientos que superaron entre 1200 a 1600 Kg ha^{-1} al testigo. Se destaca que con la aplicación del biofertilizante en dosis bajas y medias (T3 y T4) se obtuvieron rendimientos similares a la fertilización con Urea y Fósforo (T6). Con la dosis máxima (T5) y media anticipada un mes antes de la siembra (T1), se observa una tendencia a obtener rendimientos superiores a la aplicación de fertilizantes comerciales. Estos resultados concuerdan con Barbosa *et al.* (2014), en la que evaluaron la potencial fuente de nutrientes del digestato para la producción de biomasa a partir de cultivo de maíz.

CONCLUSIONES

El uso de digestato como biofertilizante no modificó significativamente propiedades físico-químicas del suelo como son pH y CE, manteniendo los niveles dentro de los parámetros óptimos para el crecimiento de maíz. La aplicación del biofertilizante tuvo efectos positivos en los nivele de P disponible. Se encontraron respuestas en el rendimiento de maíz con las distintas dosis del biofertilizante, existiendo diferencias con el testigo sin la aplicación de biofertilizante, respondiendo en forma positiva y en forma comparable a la aplicación de fertilizantes sintéticos. La importante presencia de nutrientes en el biogás-digestato en nuestro estudio condujo a un efecto fertilizante positivo para las plantas.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a los Ing. Agr. G. Andreo y G.Dibella de la empresa Biomass Crop. S. A. por la ayuda prestada para llevar adelante la experiencia.

BIBLIOGRAFÍA

- Barbosa, DBP; M Nabel & ND Jablonowski. 2014. Biogas-digestate as nutrient source for biomass production of Sida hermaphrodita, Zea mays L. and Medicago sativa L. Energy procedia, 59, 120-126
- Cabrera G. y G. Crespo. 2001. Influencia de la biota edáfica en la fertilidad de los suelos en ecosistemas de pastizales. Revista Cubana de Ciencia Agrícola. 35:3-5.
- Cecchi, F. 2008. State-of-the-art of R&D in the anaerobic digestion process of municipal soil waste in Europe. Biomass. 16: 257-284.
- D'Imporzano, G. 2007. The contribution of water soluble and water insoluble organic fraction to oxygen uptake rate during high composting. Biodegradation. 18: 103-113.
- Di Rienzo JA; F Casanoves; M G Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2016. Infostat Versión 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- Frioni L. 1990. Ecología Microbiana del suelo. Dpto. de Publicaciones Ediciones de la Universidad de La República. Montevideo. Uruguay. 519p Masse, D. I. 2007. The fate of crop nutrient during digestión swine manure in psychrophilic anaerobic sequencing batch reactor. Bioresource technology. 98: 2819-2823.
- Ministerio de Agua, Ambiente y Servicios Públicos. 2017. Boletín oficial de la provincia de Córdoba Nº 81
- Nelson, DW & LE Sommers. 1982. Total carbon, Organic carbon and Organic Matter in A. Klute (ed.) Methods of of soil analysis Chemical and Microbiological Properties Part 2. edAgron. Monogr. 9. ASA, Madison, WI. pp. 539-577.

- Page, AL. 1982. Methods of soil analisis Part 1 Number 9. American Society of Agronomy, Inc. Sail Science Society of American, Inc. Segundaedición. Madison, Wisconsis. USA. 1159 p.
- Schievano, A. 2008. Predicting anaerobic biogasification potential of ingestate and digestate of a full-scale biogas plant using chemical and biological parameters. Bioresource technology. 99: 8112-8117.
- Sorensen, P. Moller, H. B. 2008. The faith of nitrogen in pig and cattle slurries applied to the soil-crop system. Publicación.

C3P18. APORTE DE LA FERTILIZACIÓN FOSFATADA DE LARGO PLAZO A LAS FRACCIONES ORGÁNICAS DE FÓSFORO DEL SUELO

Bressan, Eliana S.[1]; Appelhans, Stefania C.[1,2,3]; Barbagelata, Pedro A.[1,3] y Melchiori, Ricardo J. M.[3]
[1]Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Entre Ríos. Ruta 11 km 10,5. Oro Verde, Entre Ríos. bressaneliana@gmail.com
[2]CONICET
[3]INTA EEA Paraná

RESUMEN

La fertilización se ha utilizado para aumentar el rendimiento y la biomasa de los cultivos, y en consecuencia el aporte de residuos al suelo y sus componentes fosfatados. Las metodologías actuales para el diagnóstico de la fertilidad fosfatada de los suelos solo contemplan una fracción inorgánica de fósforo del suelo para estimar su disponibilidad para los cultivos, sin contemplar el aporte de P desde las fracciones orgánicas. El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto de la fertilización fosfatada sobre fracciones de P que incluyan el P orgánico en un suelo Molisol y Vertisol bajo siembra directa, y su relación con el P absorbido y el rendimiento de los cultivos de soja y maíz. Se utilizó un ensayo de larga duración establecido en la EEA Paraná de INTA, con y sin fertilización fosfatada inicial (control y 200 kg P ha^{-1}) y anual (control y 36 kg P ha^{-1}). Los tratamientos están dispuestos en un diseño en bloques completos aleatorizados con 4 repeticiones. Las muestras de suelo se separaron en la fracción asociada a minerales (FAM) y particulada (FP), y en ambas se determinó en P inorgánico (Pi), orgánico (Po) y total (Pt). Se determinó: rendimiento, rendimiento relativo, biomasa, concentración de P en grano, P absorbido por los cultivos. Se determinaron las relaciones entre el rendimiento en soja y las fracciones P. La aplicación inicial de P afectó a las fracciones de P inorgánicas del suelo. La aplicación anual afectó las fracciones orgánicas e inorgánicas de P del suelo Molisol e inorgánicas del Vertisol. El rendimiento de soja se relacionó positivamente con el Pt-FAM, Pt-FP y Po-FP. El mayor ajuste en la relación con el rendimiento de soja fue del Po-FP comparado al Pt-FP, por lo que podría ser un buen indicador de la disponibilidad de Po en el Vertisol.

Palabras claves: fracción particulada, fósforo orgánico, fertilización anual

INTRODUCCIÓN

En Argentina, la actividad agrícola se ha intensificado debido al aumento de la productividad de los cultivos, haciendo que los sistemas agropecuarios sean cada vez más demandantes. Resulta fundamental diagnosticar correctamente el estado nutricional de los cultivos para mejorar la eficiencia en el uso de los recursos e insumos involucrados, y contribuir de manera sostenible a la producción (Correndo & García, 2014).

En las últimas décadas, se ha adoptado en forma generalizada la siembra directa, como medio efectivo para contener y eventualmente revertir el deterioro del suelo, y disminuir las pérdidas de materia orgánica y nutrientes (Selles, 2003). Los efectos de esta práctica se vieron reflejados en mayores niveles de materia orgánica y de la actividad biológica en superficie, y en diferencias en cuanto a la disponibilidad de nutrientes, como el fósforo (P) (Picone *et al.*, 2007).

Diferentes autores han reportado la estratificación del P, y aumentos en la concentración del P Bray en los primeros 5 cm de suelo (Picone *et al.*, 2007; Zamuner *et al.*, 2008; Ciampitti *et al.*, 2011). Esta estratificación ha sido favorecida por el reciclaje de P que realizan los cultivos, la falta de incorporación del fertilizante en profundidad y su naturaleza inmóvil, resultando en la formación y acumulación de formas más biodisponibles de P orgánico con potencial de renovar rápidamente el pool de P disponible para las plantas a través de su mineralización (Picone *et al.*, 2007; Galantini & Suñer, 2008; Zamuner *et al.*, 2008).

Los cultivos absorben el P de la solución del suelo, y la fracción soluble de este mineral está en equilibrio con las formas lábiles, que comprende el P orgánico fácilmente mineralizable y los fosfatos débilmente adsorbidos a las arcillas (Picone & Zamuner, 2002). Se ha reportado que las fracciones orgánicas de fósforo lábil y moderadamente lábil predominan respecto a las inorgánicas (Boschetti *et al.*, 2003), y que el P orgánico disminuye, sugiriendo que el P absorbido por los cultivos y exportado en la cosecha tiene su origen en la mineralización del mismo (Picone & Zamuner, 2002; Selles, 2003). Esto permitiría suponer que el P orgánico es una importante fuente de P, más aún en suelos deficientes. En Argentina se han reportado valores de P orgánico (Po) entre el 78 y 83% del P total en suelos molisoles de Buenos Aires; mientras que en suelos Vertisoles y Alfisoles de Entre Ríos oscila entre el 41 y 74% del P total, en los horizontes superiores (Picone & Zamuner, 2002).

La cantidad de P total en los suelos es muy superior a lo que requieren los cultivos, pero la baja solubilidad del P y los sitios de sorción que compiten con las plantas generan una baja disponibilidad (Tiessen, 2003). En los suelos

mesopotámicos, el P total en superficie es medio a bajo, no superando generalmente los 700 mg kg^{-1} de P, y niveles de P disponible normalmente bajos o muy bajos (Boschetti *et al.*, 2003). Es por ello que se recurre a fertilizaciones fosfatadas.

Mediante la aplicación de fertilizantes inorgánicos se aumenta la disponibilidad de nutrientes y, en consecuencia, la producción de los cultivos. Este último se asocia a un incremento de la materia seca total, que lleva a un mayor aporte de residuos al suelo con efecto positivo sobre la materia orgánica (Galantini & Suñer, 2008) y sus componentes fosfatados (Anderson, 1980; Picone *et al.*, 2007; Ciampitti *et al.*, 2011). Además, se ha observado que esta práctica afecta en forma diferente a las fracciones orgánicas del suelo, modificando la relación entre ellas (Galantini & Suñer, 2008). Tanto en situaciones de déficit como de exceso de P, deberían producirse con el tiempo cambios en la distribución de algunas fracciones que se verían reflejados en la capacidad de reabastecimiento de P del suelo (Picone *et al.*, 2007). Ciampitti *et al.* (2011) mostraron que la fertilización con P promovió el aumento en el contenido de P total, especialmente en el horizonte superficial del suelo, debido a los cambios en la cantidad y calidad de los residuos de cultivos aportados.

Por otra parte, es esperable que el aporte del P de fertilizantes fosfatados al P disponible para los cultivos pueda diferir entre suelos con diferente productividad y capacidad de retención del P. La productividad de los Molisoles es mayor que la de los Vertisoles (Tasi, 2009), lo que afecta el aporte de residuos de los cultivos al suelo. En consecuencia, tanto el P aportado desde los residuos como el aportado desde los fertilizantes y desde fracciones orgánicas lábiles sobre el P disponible, podría ser menor en suelos Vertisoles que en suelos Molisoles, debido a su mayor capacidad de retención del P (Boschetti *et al.*, 1998).

La metodología actual de diagnóstico de la fertilidad fosfatada del suelo comúnmente utilizado en la región se basa en el método de Bray y Kurtz (1945) (P Bray) para estimar el nivel de P disponible del suelo y la probabilidad de respuesta a la fertilización fosfatada en los cultivos de maíz (*Zea mays* L.) y soja (*Glicine max* L.), a 0-20 cm de profundidad (Correndo & García, 2014). El nivel crítico de P Bray para soja oscila entre 9 y 14 mg P kg^{-1} (Echeverría & García, 1998; García & Ciampitti, 2011), y para maíz se encuentra entre 13 y 18 mg P kg^{-1} (Echeverría & García, 1998; García & Ciampitti, 2011; Barbagelata, 2012; Correndo & García, 2014).

Sin embargo, este método sólo considera la fracción inorgánica del suelo, sin tener en cuenta el P que puede ser liberado por la mineralización desde las fracciones orgánicas (Selles, 2003; Wyngaard *et al.*, 2013). Se ha sugerido que en suelos con manejos que tienden a aumentar el P orgánico, los métodos de análisis para la determinación del requerimiento de fertilizantes deberían considerar las fracciones de P orgánico fácilmente mineralizables (Selles, 2003).

Contenido de P en la materia orgánica particulada

Una fracción de P que ha sido sugerida como posible predictor del estado nutricional de los cultivos es el contenido de P de la materia orgánica particulada (P-FP) (Ciampitti *et al.*, 2011). La materia orgánica del suelo se particiona en materia orgánica asociada a minerales (FAM) y materia orgánica particulada (FP). La primera es una fracción compuesta de partículas de limo y arcillas, estable, poco sensible a las prácticas agrícolas y con una mayor capacidad de adsorción de P. En contraposición, la FP está conformada por partículas cuyo tamaño es mayor a 53 µm, e incluye arenas y residuos animales y vegetales parcialmente descompuestos, representando una fracción lábil y activa (Wyngaard *et al.*, 2013). Esta última tiene una alta respuesta a las prácticas de manejo y contribuye significativamente a la dinámica de nutrientes en el corto y mediano plazo (Wyngaard *et al.*, 2013).

El P-FP ha mostrado una relación positiva con la acumulación de P a R1 por las plantas de maíz, sugiriendo que podría ser un parámetro de la disponibilidad de P orgánico (Ciampitti *et al.*, 2011). Sin embargo, Appelhans *et al.* (2016) mostraron que el P-FP no se relacionó rendimiento relativo del cultivo de soja. Alternativamente, Wyngaard *et al.* (2016) sugirió que el P orgánico de la FP es un indicador de la mineralización potencial de P, ya que se relacionó con la mineralización de P medida mediante dilución isotópica. Tanto el P-FP y el Po-FP han sido reportadas como fracciones sensibles a la fertilización con P (Ciampitti *et al.*, 2011, Wyngaard *et al.*, 2013). Sin embargo, aún no se ha demostrado su relación con el P total acumulado por los cultivos. En este sentido, resulta relevante determinar si la fertilización fosfatada en ensayos de larga duración afecta estas fracciones de P para poder establecer prácticas de fertilización más sustentables.

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la fertilización fosfatada sobre fracciones de P que incluyan el P orgánico en un suelo Molisol y Vertisol bajo siembra directa, y su relación con el P absorbido y el rendimiento de los cultivos de soja y maíz.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizaron ensayos de larga duración ubicados en la EEA Paraná del INTA con diferentes dosis fertilización fosfatada, en dos tipos de suelo (Barbagelata, 2012). En el suelo Molisol Serie Tezanos Pinto (Argiudol ácuico) el ensayo presenta una secuencia trigo/soja-maíz e inició en el año 2007; y en el suelo Vertisol Serie Febré (Peluderte árgico crómico), trigo/soja-maíz-soja, iniciado en el año 2006. La fuente fosfatada fue superfosfato triple de calcio (0-46-0).

Se evaluaron cuatro tratamientos para el año 2016: 1) Control sin aplicación inicial y sin aplicación anual de P; 2) Control sin aplicación inicial de P y con 36 kg de P ha^{-1} $año^{-1}$; 3)Aplicación inicial de 200 kg de P ha^{-1} sin aplicación anual de P; y 4) Aplicación inicial de 200 kg de P ha^{-1} con 36 kg de P ha^{-1} $año^{-1}$.Los tratamientos están dispuestos en un diseño en bloques completos aleatorizados, con 4 repeticiones y las unidades experimentales son de 4,8 m x 12 m.

Se analizaron muestras de suelo tomadas en el año 2016 a 0-5 cm y 5-20 cm de profundidad. Los valores de cada fracción de P a 0-20 cm de profundidad fueron calculados como un promedio ponderados de los valores de P a 0-5 cm y 5-20 cm. Las muestras se secaron al aire, se molieron y tamizaron a 2 mm.

Las muestras de suelo se fraccionaron en fracción asociada a minerales y fracción particulada (FAM y FP, respectivamente) utilizando el método propuesto por Cambardella & Eliott (1992) con modificaciones, utilizando bolitas de vidrio como agente dispersante (Irizar *et al.*, 2010) en vez de hexametafosfato como indica la técnica original, ya que interfiere en la determinación del P. Se determinó el P total (Pt), inorgánico (Pi) y orgánico (Po) en ambas fracciones.

Para determinar el Pt se utilizó el método de calcinación (Kuo, 1996), sometiendo cada una de las muestras a 550°C durante una hora en una mufla, convirtiendo el Po en Pi, y la posterior extracción del P con H_2SO_4 0,5M por 16h. Se procedió a la determinación del P por colorimetría a 882 nm, siguiendo el método del ácido ascórbico propuesto por Murphy & Riley (1962). De igual manera se determinó el Pi de las muestras sin calcinar mediante extracción con H_2SO_4. Y el Po se obtuvo por diferencia entre el Pt y el Pi.

Para cuantificar el P absorbido por el cultivo, se tomaron muestras de 1 m^2 de biomasa aérea total acumulada hasta R7 en soja y R6 en maíz de la campaña 2016-17, correspondientes a las parcelas bajo los distintos tratamientos de fertilización mencionados. En cada muestra se separaron los granos de la biomasa total. Las muestras fueron secadas a 65ºC y molidas a 1mm. El rendimiento de soja y maíz fue determinado utilizando una cosechadora experimental en 12 m^2 en cada sub-parcela, y el rendimiento fue corregido a 135 y 145 g kg^{-1} de humedad, respectivamente. La concentración de P en la biomasa y granos fue determinada por digestión con HNO_3–$HClO_4$ (Kuo, 1996), y análisis colorimétrico. El rendimiento relativo (RR) del cultivo de soja y maíz fue calculado como el cociente entre el rendimiento de cada tratamiento y el rendimiento del tratamiento con máxima dosis de P (200 kg P ha^{-1} iniciales y 36 kg P ha^{-1} anuales).

Las variables determinadas se analizaron mediante ANOVA, y las medias de los tratamientos mediante LSD, utilizando el software estadístico Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2011). Las relaciones entre el rendimiento del cultivo de soja y las fracciones P, fueron determinadas con TableCurve 5.0 (Systat Software Inc), utilizando un modelo lineal-plateau.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Tabla 1 muestra los valores de P de las diferentes fracciones en un suelo Molisol y Vertisol.

Respecto a la aplicación inicial con P, solo se observan diferencias significativas en los valores de Pi de la FAM y en el P Bray del suelo Molisol; y en los valores de Pi y Pt de la FP del suelo Vertisol.

Para la aplicación anual se observan diferencias significativas para todas las fracciones determinadas del suelo Molisol. En cambio, el suelo Vertisol solo hubo diferencias significativas en el Pi y Pt de la FP y FAM, y en el P Bray. Esto concuerda con trabajos anteriores (Bunemann *et al.*, 2006; McLaughlin *et al.*, 2011, Wyngaard *et al.*, 2013), donde la fertilización con P en el largo plazo produjo un aumento principalmente de las fracciones inorgánicas del suelo. Por lo tanto, los incremento en las fracciones de Pt pueden deberse a un aumento principalmente de las fracciones inorgánicas. Los aumentos en el contenido de Pi y Pt de la FP en ambos suelos, coincide con lo reportado anteriormente (Ciampitti *et al.* 2011; Wyngaard *et al.*, 2013, 2016)

Respecto al Po de la FP, el cual ha sido reportado como un indicador de la mineralización potencial de Po y un índice sensible a cambios de manejo (Wyngaard *et al.*, 2013, 2016), solo aumentó para el suelo Molisol cuando se fertilizó anualmente. En este sentido, el suelo Molisol presenta una mayor productividad de los cultivos comparado con el suelo Vertisol, y por lo tanto un mayor reciclado de P a través de los residuos de los cultivos. A pesar de que el incremento en el aporte de residuos de cultivos resulta en una mayor mineralización de Po por adición de C, este mayor pool de Po podría enmascarar dicho proceso (Maltais-Landry & Frossard, 2015).

Los datos de los cultivos para los distintos tratamientos analizados se muestran en la Tabla 2.

En maíz, en el suelo Molisol solo se observó diferencias significativas en la biomasa cuando se aplicó P anualmente. En cambio, para soja en el suelo Vertisol se observaron diferencias significativas para la fertilización anual de P en todas las variables del cultivo analizadas, excepto en el ICP. Estos resultados coinciden con lo informado por Galantini & Suñer (2008), quienes indicaron que la aplicación anual de fertilizantes fosfatados aumenta la disponibilidad de nutrientes, asociado a un incremento de la materia seca total, con efecto positivo sobre la materia orgánica del suelo.

El cultivo de maíz no presentó respuesta a la fertilización fosfatada, debido a que el nivel de P Bray del suelo estaba por encima del umbral crítico calibrado para la zona, el cual oscila entre 12y 18 mg P kg^{-1} (Echeverría & García, 1998; García & Ciampitti, 2011; Barbagelata, 2012).

Tabla 1: Concentración de fósforo orgánico (Po), inorgánico (Pi), total (Pt) y P Bray para las fracciones de suelo asociada a minerales (FAM) y particulada (FP) en un suelo Molisol y Vertisol a 0-20 cm para los distintos tratamientos.

Suelo	Dosis de tratamiento		FAM			FP			P Bray
	Inicial	Anual	Po	Pi	Pt	Po	Pi	Pt	
						mg kg^{-1}			
MOLISOL	0	0	206	180	386	10	13	22	15
		36	232	222	454	15	20	35	24
	200	0	232	218	450	12	14	27	23
		36	239	256	494	14	25	39	32
	Inicial	0	219 a	201 a	420 a	12 a	16 a	28 a	20 a
		200	235 a	237 b	472 a	13 a	20 a	33 a	27 b
	Anual	0	219 a	199 a	418 a	11 a	13 a	24 a	19 a
		36	235 b	239 b	474 b	14 b	22 b	37 b	28 b
	Interacción Inicial x Anual		ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
VERTISOL	0	0	165	41	206	9	6	16 a	4,0
		36	194	72	264	10	15	25 b	8,6
	200	0	192	82	276	9	14	24 b	7,4
		36	203	183	386	13	30	43 c	9,7
	Inicial	0	178 a	56 a	235 a	10 a	11 a	20 a	6,3 a
		200	198 a	132 a	331 a	11 a	22 b	33 b	8,5 a
	Anual	0	179 a	62 a	241 a	9 a	10 a	20 a	5,7 a
		36	197 a	127 b	325 b	12 a	23 b	34 b	9,2 b
	Interacción Inicial x Anual		ns	ns	ns	ns	ns	*	ns

Letras diferentes en sentido vertical indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos (P<0,05).

Tabla 2: Valores de rendimiento de grano, rendimiento relativo (RR), biomasa del cultivo, P en grano, P extraído, P absorbido e índice de cosecha de P (ICP) del cultivo de maíz en Molisol y de soja en Vertisol para los distintos tratamientos.

Cultivo	Dosis de tratamiento		Rendimiento	RR	Biomasa	P en grano	P extraído	P absorbido	ICP
	Inicial	Anual	kg ha^{-1}		kg ha^{-1}	mg g^{-1}	kg ha^{-1}	kg ha^{-1}	
MAÍZ	0	0	11.727	0,95	18.808	4,2	42	48	0,88
		36	11.820	0,96	22.036	4,5	46	56	0,80
	200	0	11.580	0,94	20.398	4,0	40	45	0,88
		36	12.363	1,00	24.368	4,3	45	58	0,80
	Inicial	0	11.773 a	0,96 a	20.422 a	4,4 a	44 a	52 a	0,84 a
		200	11.971 a	0,97 a	22.383 a	4,1 a	43 a	51 a	0,84 a
	Anual	0	11.653 a	0,95 a	19.603 a	4,1 a	41 a	46 a	0,88 a
		36	12.091 a	0,98 a	23.202 b	4,4 a	46 a	57 a	0,80 a
	Interacción Inicial x Anual		ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
SOJA	0	0	2.454	0,59	6.143	3,4	7	10	0,79
		36	4.234	1,02	8.503	5,0	18	24	0,78
	200	0	3.166	0,76	7.611	4,2	12	17	0,77
		36	4.178	1,00	9.866	5,2	19	28	0,69
	Inicial	0	3.344 a	0,80 a	7.323 a	4,2 a	13 a	18 a	0,78 a
		200	3.672 a	0,88 a	8.738 a	4,7 a	15 b	22 a	0,73 a
	Anual	0	2.810 a	0,67 a	6.877 a	3,8 a	9 a	14 a	0,77 a
		36	4.206 b	1,01 b	9.185 b	5,1 b	19 b	26 b	0,73 a
	Interacción Inicial x Anual		ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

Letras diferentes en sentido vertical indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos (P<0,05).

En la Figura 1 se muestra la relación entre el rendimiento del cultivo de soja en el suelo Vertisol y las fracciones de P del suelo que mostraron mejores ajustes (r^2> 0,44), y el P Bray a 0-20 cm como índice de diagnóstico de la fertilidad fosfatada comúnmente utilizado en la región pampeana (Correndo & García, 2014). Se observó una relación positiva entre las distintas fracciones de P evaluadas y el rendimiento del cultivo de soja, de tipo lineal-plateau. Las fracciones P mostraron un mayor r^2 en comparación al P Bray. Estos resultados concuerdan con trabajos anteriores donde se demostró que el Pt-FP se relacionaba con el P acumulado en maíz (Ciampitti *et al.*, 2011), y que el Pt-FAM se relacionaba con el rendimiento del cultivo de soja, mejorando la predicción de la respuesta del cultivo respecto al P Bray (Appelhans *et al.*, 2016). El Po-FP mostró un ajuste mayor que el Pt-FP, con un valor umbral de 10,7 mg Po-FP kg^{-1} de suelo, indicando que podría ser un buen indicador de la disponibilidad de Po del suelo Vertisol.

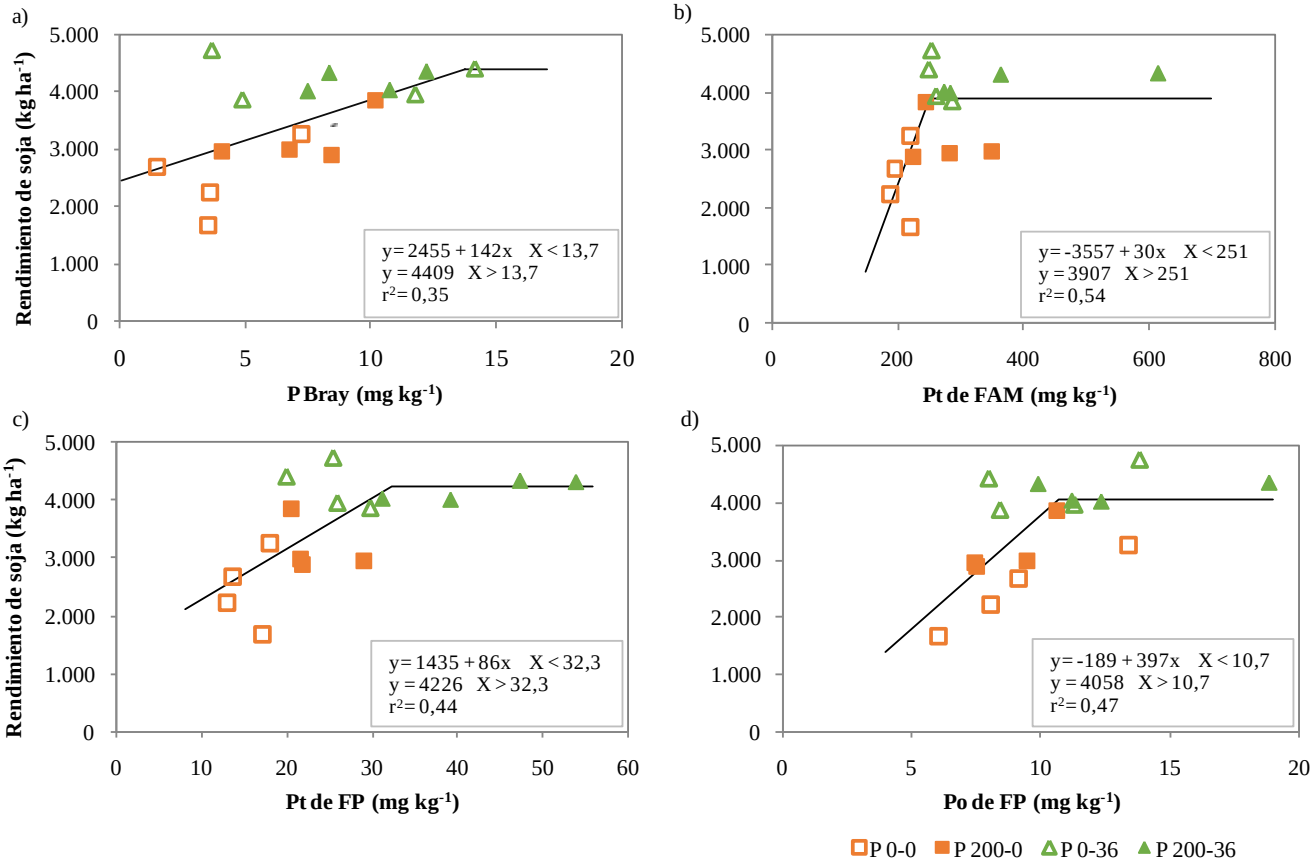


Figura 1: Relación entre el rendimiento de soja y: a) P Bray, b) P total en la fracción asociada a minerales (FAM) (Pt-FAM), c) P total en la fracción particulada (Pt-FP), y d) P orgánico en FP (Po-FP) para los distintos tratamientos a 0-20 cm de profundidad.

CONCLUSIONES

La aplicación inicial de P no modificó las fracciones orgánicas de P del suelo en ninguno de los suelos evaluados.

En el suelo Vertisol, incrementó el P total de la fracción particulada debido al aumento del P inorgánico.

La aplicación anual de P afectó las fracciones orgánicas e inorgánicas de P del suelo Molisol, y solo las fracciones inorgánicas del suelo Vertisol, las cuales explicarían el incremento en el P total.

Respecto a la respuesta por parte de los cultivos, la soja mostró un aumento del rendimiento y del P absorbido en relación a la aplicación anual de fósforo. A su vez, el rendimiento se relacionó positivamente con el Pt-FAM y el Pt y Po-FP. El Po-FP mostró un ajuste mayor en su relación con el rendimiento del cultivo de soja, indicando que podría ser un buen indicador de la disponibilidad de Po en el suelo Vertisol.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue parcialmente financiado por los siguientes proyectos de investigación de INTA: PNSUELO-1134024, PNCYO 1127033, ERIOS-1263101 y ERIOS-1263102.

BIBLIOGRAFÍA

- Anderson, G. 1980. Assessing organic phosphorus in soils. En: FE Khasawneh; EC Sample & EJ Kamprath (eds). The Role of Phosphorus in Agriculture. Pp 411-431. ASA-CSSA-SSSA. Madison, WI. 910 pág.
- Appelhans S; R Melchiori; P Barbagelata & L Novelli. 2016. Assessing Organic Phosphorus Contributions for Predicting Soybean Response to Fertilization. Soil Sci. Soc. Am. J. 80: 1688-1697.
- Barbagelata, PA. 2012. Manejo del fósforo en suelos de regiones templadas. Actas XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Argentina.
- Boschetti, NG; CE Quintero; RA Benavidez & L Giuffre. 2003. Cuantificación de las fracciones orgánicas e inorgánicas de fósforo en suelos de la Mesopotamia Argentina. Cienc. suelo. 21: 1-8.
- Boschetti, NG; CE Quintero & RA Benavidez. 1998. Caracterização do fatorcapacidade de fósforo em solos de Entre Ríos, Argentina. Rev. Bras. Ciên. Solo. 22: 95-99.

- Bray, RH y LT Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soil. Soil Sci. 59: 39-45.
- Bunemann, EK; DP Heenan; P Marschner & AM McNeill. 2006. Long-term effects of crop rotation, stubble management and tillage on soil phosphorus dynamics. Aust. J. Soil. Res. 44: 611-618.
- Cambardella, CA & ET Elliott. 1992. Particulate soil organis-matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J. 56: 777-783
- Ciampitti, IA; FO Garcia; LI Picone & G Rubio. 2011. Soil carbon and phosphorus pools in field crop rotations in Pampean soil of Argentina. Soil Sci. Soc. Am. J. 75: 616-625.
- Correndo, A & F García. 2014. Bases de la nutrición del cultivo de maíz. En Andrade F. *et al.* (eds). Maíz: Técnicas probadas para una producción rentable. Pp 37-44. 1ra edn. AACREA. Buenos Aires. 96 pág.
- Di Rienzo, J.A., F. Casanoves, M.G. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada, and C.W. Robledo. 2011. InfoStat versión 2011. http://www.infostat.com.ar. Noviembre 2017.
- Echeverría E & F García. 1998. Guía para la fertilización fosfatada de trigo, maíz, girasol y soja. EEA INTA Balcarce. Boletín técnico N° 149: 1-16.
- Galantini, JA & L Suñer. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. Agriscientia. 1: 41-55.
- García, F & IA Ciampitti. 2011. Enfoques alternativos para el diagnóstico de fertilidad de suelos el enfoque "tradicional". Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica. 3: 17-25.
- Irizar, A; A Andriulo; D Consentino & D Amendola. 2010. Comparación de dos métodos de fraccionamiento físico de la materia orgánica del suelo. Cienc. Suelo. 28: 115-121.
- Kuo, S. 1990. Phosphorus. En: DL Sparks (ed.). Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods. Pp 869-919. SSSA Book Series N° 5. SSSA. Madison, WI.
- Maltais-Landry G & E Frossard. 2015. Similar phosphorus transfer from cover crop residues and water soluble mineral fertilizer to soils and a subsequent crop. Plant. Soil. 393: 193-205.
- McLaughlin MJ; TM McBeath; R Smernik; SP Stacey; B Ajiboye & C Guppy. 2011. The chemical nature of P accumulation in agricultural soils—implications for fertiliser management and design: an Australian perspective. Plant. Soil. 349: 69-87.
- Murphy, J & HP Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Anal. Chim. Acta. 27: 31-36.
- Picone, L & E Zamuner. 2002. Fósforo orgánico y fertilidad fosfórica. Informaciones agronómicas del Cono Sur. 16: 11-15.
- Picone, L; I Capozzi; E Zamuner; HE Echeverría & H Sainz Rozas. 2007. Transformaciones de fósforo en un molisol bajo sistemas de labranza contrastantes. Cienc. suelo. 25: 99-107.
- Selles, F. 2003. Influencia de la siembra directa en la dinámica del fósforo en el suelo. Actas Simposio "El fósforo en la agricultura argentina." INPOFOS Cono Sur. Argentina.
- Tasi, H. 2009. Aplicación de cartas de suelo de Entre Ríos, Argentina, para evaluar índices de productividad específicos para los principales cultivos agrícolas. Tesis Doctoral. Universidad de la Coruña. España.
- Tiessen, H. 2003. Ciclado y disponibilidad de fósforo: Manejando procesos y cantidades. Acta Simposio "El fósforo en la Agricultura Argentina". INPOFOS Cono Sur. Argentina.
- Wyngaard, N; A Vidaurreta; HE Echeverría & LI Picone. 2013. Dynamics of phosphorus and carbon in the soil particulate fraction under different management practices. Soil Sci. Soc. Am. J. 77: 1584-1590.
- Wyngaard, N; ML Cabrera; KA Jarosch & EK Bünemann. 2016. Phosphorus in the coarse soil fraction isrelated to soil organic phosphorus mineralization measured by isotopic dilution. Soil Biol. Biochem. 96: 107-118.
- Zamuner, EC; LI Picone & HE Echeverria. 2008. Organic and inorganic phosphorus in Mollisol soil under different tillage practices. Soil Tillage Res. 99: 131-138.

C3P19. FITASAS PURIFICADAS COMO ALTERNATIVA PARA APROVECHAR EL P ORGÁNICO DEL SUELO

Caffaro, María.M[1,2]; Hernández, Alejandra I[1] y Rubio, Gerardo[1,2].

[1]INBA-CONICET.

[2]Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Avenida San Martín 4453. Ciudad Autónoma de Buenos Aires. caffaro@agro.uba.ar.

RESUMEN

El fósforo (P), es normalmente el segundo nutriente que limita el crecimiento de las plantas. El pool de P orgánico representa en los suelos de Argentina entre el 30 al 60% del P total. Se han estudiado diferentes estrategias para aprovechar ese pool como alternativa a la fertilización. Una es la utilización de microorganismos solubilizadores de P. En esta investigación en marcha, se está evaluando el empleo de fitasas purificadas. En ensayos previos observamos que los suelos con agregado de fitasas purificadas aumentaban el P disponible en 3 mg kg^{-1}. Se comparó el crecimiento de plantas de trigo, colza, lino y vicia soja en macetas de 3 kilos con una mezcla de suelo extraído de la localidad de Pergamino con arena (relación 1:1). Las plantas crecieron durante 45 días en invernáculo con los siguientes tratamientos: T1, control negativo sin agregado de P inorgánico ni enzima; T2, macetas sin agregado de P inorgánico y con 200 mg de fitasa purificada; T3, macetas con una dosis de P inorgánico equivalente a 20 kg P ha^{-1} sin enzima y T4, macetas con una dosis de P inorgánico equivalente a 20 kg P ha^{-1} con 200 mg de enzima. Finalizado el ensayo, en el ANOVA general no se observaron diferencias significativas en el crecimiento total de las plantas por el agregado de fitasas. Cuando realizamos contrastes para evaluar las diferencias por el agregado de enzimas entre las diferentes especies observamos que en el caso de la colza en el T2 acumulan 13% más de biomasa cuando crece con fitasas purificadas (23 vs. 20 g), siendo estas diferencias significativas. Cuando las plantas crecen con buena nutrición fosforada, el agregado de enzimas tiene en todas las especies un efecto neutro o negativo en el crecimiento, lo cual indicaría que sería una opción solo para suelos pobres en P. En este experimento, las plantas crecieron durante 60 días, deberían realizarse ensayos donde las plantas se lleven a cosecha final para evaluar si el agregado de fitasas purificadas sería una alternativa viable a la fertilización con P inorgánico.

Palabras claves: enzimas, fertilización, crecimiento, cultivos.

C3P20. FERTILIZACIÓN CON BORO EN PAPA PARA INDUSTRIA

Cassino, M. N.[1], Fioriti, P.[1], Giletto, C.M.[1]; Zamuner, E.C.[1] y Barbieri, P.A.[2]
[1] Facultad de Ciencias Agrarias- UNMdP [2] CONICET. Ruta 226 Km 73,5. CP 7620 Balcarce, Buenos Aires, Argentina.
cassino.marianatalia@inta.gob.ar.

RESUMEN

La intensificación agrícola ocurrida en los últimos años ha provocado la disminución de la materia orgánica (MO) del suelo, por lo que se esperaría una reducción en los niveles de boro (B) disponible pudiendo ser limitante para el crecimiento de la papa. Se planteó como objetivo evaluar el efecto de la fertilización con B sobre la producción de biomasa, el rendimiento y el contenido de materia seca (MS) en los tubérculos. Se realizaron ensayos de fertilización con B en dos lotes de producción de papa para industria variedad Innovator, durante la campaña 2016/2017 en los partidos de General Pueyrredón y Balcarce (Provincia de Buenos Aires). Los tratamientos fueron: un testigo, 150 y 300 g B ha^{-1} aplicados al follaje a los 60 días después de la plantación (ddp). Se determinó efecto significativo de la fertilización con B en la producción de biomasa en el estadio de llenado de tubérculos (100 ddp), alcanzando una mayor producción los tratamientos fertilizados. El rendimiento total y comercial variaron de 61,2 -74,5 Mg ha^{-1}, y 54,9 -70,9 Mg ha^{-1}; respectivamente y el contenido de MS de los tubérculos a la cosecha varió de 15,9-17,2 g 100 g^{-1} y fueron afectados significativamente por la fertilización con B, solo bajo condiciones de crecimiento donde fue menor el contenido de MO del suelo. Estos resultados son prometedores, pero es necesario seguir evaluando la respuesta de la papa a la fertilización con B.

Palabras claves: Biomasa total, Rendimiento, Materia seca.

INTRODUCCIÓN

La papa (*Solanum tuberosum spp tuberosum*) ocupa el cuarto lugar en importancia en el mundo después del trigo, maíz y arroz. Se destina principalmente a la alimentación humana como producto fresco (Bouzo, 2009). El tubérculo de papa es una importante fuente de carbohidratos (almidón), proteínas de alta calidad, vitamina C y minerales (Huarte & Capezio, 2013). En el Sudeste Bonaerense (SEB) se concentra aproximadamente el 45 % de la producción de papa de la república Argentina con destino para industria, siendo Innovator la variedad de mayor difusión (Caldiz, 2007; Napolitano *et al*., 2011). En cultivos de papa de alta producción, bajo condiciones no limitantes de macronutrientes, pueden presentarse deficiencias de micronutrientes. En la llanura pampeana y para los cultivos extensivos, existen antecedentes que indican que uno de los micronutrientes con mayor potencial de deficiencia es el boro (B). En los últimos años, en el norte y oeste de la región pampeana se han reportado respuestas significativas a la fertilización con B en sistemas de alta productividad de maíz y girasol (Torri *et al*., 2010).

El B llega a las raíces fundamentalmente por flujo masal y es absorbido como ácido bórico (H_3BO_3). Los principales factores asociados con la aparición de deficiencias de B en las plantas son la actividad agrícola intensiva, la utilización de suelos con bajos contenidos de materia orgánica (MO), de textura gruesa y con elevado pH, el estrés hídrico y el uso de fertilizantes pobres en micronutrientes (Welch *et al*., 1991). En el cultivo de papa, las deficiencias de B afectan tanto la producción como la calidad de los tubérculos (Lora Silva *et al*., 2008). El requerimiento de B para la papa es de 3,57 g B Mg^{-1} de tubérculo fresco (Westermann, 2005). En el SEB los niveles de B disponibles en el suelo se encuentran en un rango de 1 a 1,9 mg kg^{-1}, asociado al contenido de MO (Sainz Rozas *et al*,. 2012). La intensificación agrícola ocurrida en los últimos años ha provocado una disminución del 37 % en la MO, por lo que se esperaría una reducción en los niveles de B disponible pudiendo ser limitante para el crecimiento de los cultivos en los próximos años. Por lo que en condiciones de crecimiento en las que el B se torna limitante se esperaría un efecto negativo en la producción y rendimiento del cultivo de papa. En relación a lo planteado anteriormente y debido a que es escasa la información referida el efecto de la fertilización con B en el cultivo de papa, se planteó como objetivo evaluar el efecto de la fertilización foliar con B sobre la producción de biomasa en la etapa de llenado de tubérculos, el rendimiento total, comercial y el contenido de materia seca (MS) de los tubérculos a la cosecha.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron ensayos de fertilización con B en dos lotes de producción de papa para industria variedad Innovator (110-120 días de ciclo), durante la campaña 2016/2017 en los partidos de General Pueyrredón (Sitio 1) y Balcarce (Sitio 2), provincia de Buenos Aires. En la Tabla 1 se resumen algunas características edáficas al momento de la plantación y

manejo del cultivo durante el ciclo. El contenido de MO se determinó por el método Walkley & Black (1934), el pH, con un electrodo de vidrio en una suspensión con una relación de 1:2,5 suelo/agua, el contenido de P se determinó por el método de Bray & Kurtz 1 (1945), el contenido de nitrato ($N\text{-}NO_3^-$) se determinó por el método de Keeney & Nelson (1982) y la determinación de B disponible en suelo se realizó mediante la técnica de espectrofotometría de absorción atómica (Watson, 1998). Se utilizó un diseño en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones. Cada unidad experimental tuvo una superficie de 34 m^2 (8 surcos de 5 m de largo y 0,85 m de distancia entre surcos). Los tratamientos fueron un testigo sin fertilizar, 150 y 300 g B ha^{-1} aplicados al follaje a los 60 días después de la plantación (ddp). En todos los ensayos, se recurrió a la fertilización con N y P para asegurar que estos nutrientes no limitaran el crecimiento del cultivo. En el sitio 1 se adicionaron 107 kg ha^{-1} de P y 114 kg ha^{-1} de N. En el sitio 2, se aplicaron 120 kg ha^{-1} de P y 127 kg ha^{-1} de N. En la etapa de llenado de tubérculos (100 ddp), se realizó un muestreo de planta entera que se separó en parte aérea y tubérculos. Se determinó el contenido de biomasa aérea (Ba), biomasa de tubérculos (Btub), biomasa total (Bt) e índice de cosecha (IC). El IC se determinó como la relación entre la Btub y la Bt. A la madurez del cultivo (120 ddp) se cosechó en forma manual dos metros de los dos surcos centrales de cada unidad experimental de todos los ensayos. Se estimó el rendimiento total y comercial (tubérculos mayores a 50 mm), y se determinó el porcentaje de MS de los tubérculos por gravimetría. Los resultados obtenidos fueron analizados con el programa Statical Analisis Systems (SAS) (SAS Institute, 2001). La comparación entre las medias de los tratamientos se efectuó mediante la prueba de diferencias mínimas significativas de Fisher (DMS) con un nivel de significancia del 5 % cuando el análisis de la varianza fue significativo. Se relacionó el rendimiento total con la dosis de B y con el rendimiento comercial y se ajustaron la función cuadrática y lineal; respectivamente.

Tabla 1. Características iniciales del suelo y manejo del cultivo durante el ciclo.

	pH (0-20 cm)*	P-Bray 1 (mg kg^{-1}) (0-20 cm)*	Materia Orgánica (g kg^{-1}) (0-20 cm)*	$N\text{-}NO_3^-$ (kg ha^{-1}) (0-40 cm)*	B disponible (mg kg^{-1})*	Fecha Plantación	Fecha Cosecha
Sitio 1	5,4	32,2	6,3	66,0	1,7	09/10/16	07/03/17
Sitio 2	6,2	18,2	4,3	24,8	1,6	27/10/16	02/03/17

*Profundidad de muestreo

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la etapa de llenado de tubérculos (100 ddp), la producción de Bt varió de 19,9-29,3 Mg ha^{-1} en ambos sitios y fue afectada significativamente por la fertilización con B sólo en el Sitio 2, logrando la mayor producción en los tratamientos fertilizados, asociado principalmente al incremento en la producción de Btub (Tabla 2).

Tabla 2. Producción de Biomasa aérea (Ba), Biomasa de tubérculos (Btub), Biomasa total (Bt) e índice de cosecha (IC) en la etapa de llenado de tubérculos (100 días después de plantación).

Sitio		Ba (Mg ha^{-1})	Btub (Mg ha^{-1})	Bt (Mg ha^{-1})	IC
1	0	4,6 b	15,2	19,9	0,76
	150	6,5 ab	16,3	22,7	0,72
	300	8,1 a	15,4	23,5	0,65
	Valor p	*	ns	ns	ns
	R^2	0,87	0,11	0,64	0,61
	CV	13,30	15,95	8,51	7,63
	DMS	1,93	5,64	4,24	0,12
2	0	4,9	17,6 b	22,5 c	0,78
	150	5,7	21,4 a	27,2 b	0,78
	300	7,1	22,2 a	29,3 a	0,75
	Valor p	ns	*	*	ns
	R^2	0,73	0,95	0,94	0,50
	CV	14,02	3,67	3,02	2,78
	DMS	1,89	1,69	1,80	0,05

ns: no significativo *: significativo al 0,05. En cada sitio letras diferentes en la misma columna indican diferencias significativas entre los tratamientos.

El IC varió de 0,65-0,78 y tendió a disminuir con la dosis de B, sin embargo no se determinaron diferencias significativas entre los tratamientos. El rango de producción de biomasa total e IC fueron similares a los determinados para esta variedad en el SEB (Giletto *et al*., 2007; Giletto & Echeverría, 2013; Zamuner *et al*. 2016).

El rendimiento total y comercial variaron de 61,2-74,5 Mg ha^{-1} y 54,9-70,9 Mg ha^{-1}; respectivamente. El porcentaje de MS varió de 15,9-17,2 g $100g^{-1}$. De manera similar a lo establecido con la producción de Bt, se determinaron diferencias significativas por efecto de la fertilización con B solo en el Sitio 2; probablemente debido al menor contenido de MO en el suelo (Tabla 1) que pudo haber afectado el aporte de B desde esta fracción durante el ciclo. En un trabajo realizado por Sainz Rozas *et al.* (2013), para los suelos agrícolas de la región pampeana, la disponibilidad de B se correlacionó significativamente con el contenido de MO del suelo (r= 0,47), lo que indica la importancia del pool orgánico como fuente de B para los cultivos. Los resultados coincidieron con lo determinado por Perez *et al*. (2008), quienes obtuvieron respuestas significativas en el rendimiento comercial de tubérculos de papa, en respuesta a la fertilización con B, para la variedad *Solanum phureja* (papa criolla). Asimismo, se reportaron respuestas en rendimiento asociadas a la fertilización con B en soja (Fontanetto *et al*., 2010; Salvagiotti, 2013), girasol (Balboa *et al.*, 2010) y maíz (Melgar *et al*., 2001; Ventimiglia & Torrens Baudrix, 2015).

Tabla 3. Rendimiento total, comercial y contenido de materia seca del cultivo.

Sitio		Rendimiento total (Mg ha^{-1})	Rendimiento commercial (Mg ha^{-1})	MS (g $100g^{-1}$)
1	0	66,1	56,9	17,2
	150	74,5	70,9	17,1
	300	69,4	63,7	16,8
	Valor p	ns	ns	ns
	R^2	0,80	0,84	0,16
	CV	4,87	7,08	4,89
	DMS	7,89	7,87	1,89
2	0	61,2 b	54,9 b	15,9 b
	150	74,4 a	66,1 a	16,7 a
	300	73,6 a	62,5 a	16,6 a
	Valor p	*	*	*
	R^2	0,91	0,91	0,86
	CV	5,78	4,57	1,99
	DMS	9,13	6,33	0,74

ns: no significativo *: significativo al 0,05 %. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos.

Si se analizan los resultados de ambos sitios en conjunto, el rendimiento total se asoció con la dosis de B (Figura 1a). Estos resultados coincidieron con los obtenidos para el cultivo de papa por Perez *et al*. (2008), quienes determinaron una asociación positiva entre el rendimiento comercial y la dosis de boro. Asimismo, para el cultivo de soja, Salvagiotti (2013) y Aguayo Trinidad *et al*. (2015) reportaron una respuesta lineal y positiva al asociar ambas variables. Al relacionar el rendimiento comercial con el rendimiento total (Figura 1 b), se determinó que el 90 % del rendimiento total, correspondió a tubérculos de tamaño comercial.

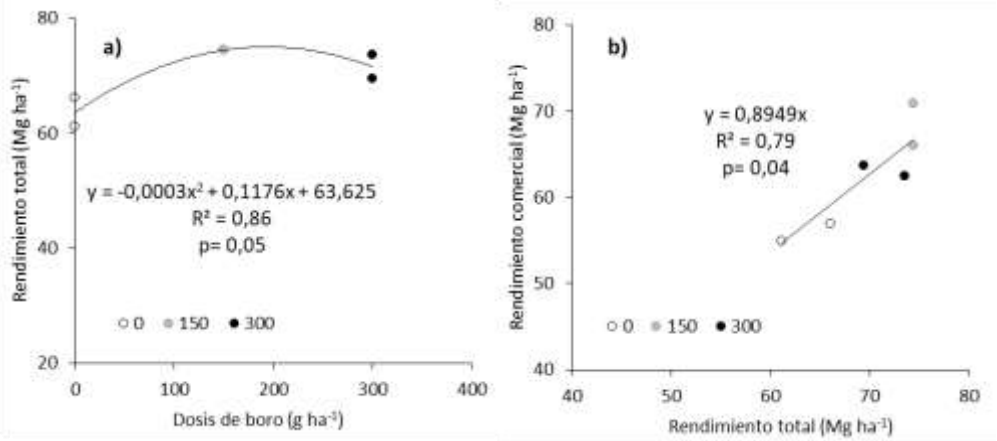


Figura 1: Rendimiento Total (Mg ha^{-1}) en función a las dosis de B (g ha^{-1}) (a) y Rendimiento comercial (Mg ha^{-1}) en función al rendimiento total (b), cada valor corresponde al promedio para cada tratamiento de B para ambos sitios.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos permiten inferir que la fertilización con B aumentó la producción de biomasa, el rendimiento y el porcentaje de MS en papa bajo condiciones de crecimiento en que los suelos tuvieron menor contenido de MO. Estos resultados son prometedores, pero es necesario seguir evaluando la respuesta de la papa a la fertilización con B.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguayo Trinidad, S; JW Rasché Alvarez; CS Britos Recalde; JC Karajallo Figueredo & AL González. 2015. Fertilización foliar con Boro en el cultivo de soja. Investig. Agrar. 17(2): 129-137.
- Balboa, G R; GP Espósito; C Castillo & R Balboa. 2010. Estrategias de Fertilización con Boro en Girasol. Trabajo publicado en el XXII Congreso Argentino de las Ciencias del Suelo, Rosario 2010. Santa Fe. Argentina.
- Bouzo, CA. 2009. El Cultivo de la Papa en Argentina. http://www.ecofisiohort.com.ar/wp-content/uploads/2009/04/cultivo-de-papa-en-argentina.pdf (consulta: 15 de septiembre de 2017)
- Bray, RH & LT Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available form of phosphorus in soil. Soil Science. 59: 360-361.
- Caldiz, DO. 2007. Producción, Cosecha y Almacenamiento de Papa en la Argentina. Mc Cain Argentina S.A, Balcarce-Basf Argentina S.A. Capital Federal Argentina. 226 p.
- Fontanetto, H; O Keller & J Albrecht. 2010. Efecto de la fertilización foliar con Boro y Nitrógeno sobre el cultivo de soja. Informaciones Agronómicas # 47.
- Giletto, CM; J E Rattin; HE Echeverría & DO Caldiz. 2007. Eficiencia de uso del nitrógeno en variedades de papa para industria cultivadas en el sudeste de la provincia de Buenos Aires. Ciencia del Suelo. 25: 43-51.
- Giletto, CM & HE Echeverría. 2013. Nitrogen balance for potato crops in the southeast pampas region, Argentina. Nutrient Cycling in Agroecosystems. 95:73-86.
- Huarte, M & S Capezio. 2013. Cultivo de papa. https://www.researchgate.net/publication/256195293Cultivodepapa(consulta: 20/10/2017)
- Keeney, DR. & DW Nelson 1982. Nitrogen-availability indexes. En: Page A.L. *et al*. (eds) Methods of Soil Analysis, Part 2. 2nd ed, American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin. pp. 711-733.
- Lora Silva, RA; P Lopez Alayon; R Gomez & H Bemol. 2008. Efecto de dosis de Fe. Cu. Mn. Zn. B y Mo en el contenido de azúcares reductores y totales y en la calidad de fritado en papa criolla (*Solanum phureja*). UDCA 11: 163-174.
- Melgar, RJ; L Lavandera; M Torres Duggan & L Ventimiglia. 2001. Respuesta a la fertilización con boro y zinc en sistemas intensivos de producción de maíz. Ciencia del Suelo. 19(2) 109:114.
- Napolitano, G; S Senesi; E Dulce; M Inchausti & R Tagliacozzo. 2011. Estudio de calidad y competitividad del agronegocio de la papa. www.alimentosargentinos.gov.ar (consulta: 15 de septiembre de 2017).
- Perez, L; LE Rodriguez & MI Gomez. 2008. Efecto del fraccionamiento de la fertilización con N, P, K y Mg y la aplicación de miconutrientes B, Mn y Zn en el rendimiento y calidad de papa criolla (*Solanum phureja*) variedad criolla Colombia. Agronomía Colombiana. 26 (3), 477-486.
- Sainz Rozas, H; H Echeverría; M Eyherabide; M Barraco; G Ferraris & H Angelini. 2012. Niveles de Boro disponible en suelos de la región pampeana argentina. Actas del Simposio Fertilidad. Mar del Plata, 16 a 20 de abril de 2012.
- Sainz Rozas, H; M Eyherabide; H Echeverría; P Barbieri; H Angelini; GE Larrea; GN Ferraris & M Barraco. 2013. ¿Cuál es el estado de fertilidad de los suelos argentinos? International Plant Nutrition Institute. Actas del Simposio de Fertilidad.
- Salvagiotti, F. 2013. Respuesta a la fertilización con Boro en soja en el sur de Santa Fe. https://www.inta.gob.ar/documentos/respuesa a-la-fertilización con Boro en soja (consulta: 5 de noviembre de 2017).
- Sas Institute. 2001. The SAS System for Windows. Release version 6.12. SAS Inst., Cary, NC.
- Torri, S; S Urricarriet; GN Ferraris & RS Lavado. 2010. Micronutrientes en agroecosistemas. Fertilidad de suelos. Caracterización y manejo en la región pampeana. Facultad de Agronomía. Buenos Aires. pp. 395-423.
- Ventimiglia, L & L Torrens Baudrix. 2015. Efectos del zinc, boro y otros nutrientes en el rendimiento del maíz. https://inta.gob.ar/documentos/efecto-del-zinc-boro-y-otros-nutrientes-en-el-rendimiento-del-maiz (consulta: 25 de noviembre de 2017).
- Walkley, A & Y Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Science. 37: 29-37.

- Watson, M. E. 1998. Chapter 10. Boron. En: Recommended Chemical Soil Test Procedures for the North Central Region. North Central Regional Research Publication N° 221. Revised October 2012.
- Welch, RM; WH Allaway; WA House & J Kubota.1991. Geographic distribution of trace element problems. In: Micronutrients in agriculture, J. J. Mortvedt (Ed.). 2nd ed, Madison, WI, U.S.A.pp. 31-57.
- Westermann, DT. 2005. Nutritional Requirements of Potatoes. American Journal of Potato Research. 82: 301-307.
- Zamuner, EC; J Lloveras & HE Echeverría. 2016. Use of a critical phosphorus dilution curve to improve potato crop nutritional management. American Journal Potato Research. 93: 392-403.

C3P21. EFECTO DEL TIPO DE SUELO Y COMPOST EN LA DISPONIBILIDAD Y RIESGO DE PÉRDIDA DE P

Castán, Elisa; Gonzalez-Polo, Marina; Satti, Patricia y Mazzarino, Maria Julia.

Grupo de Suelos. INIBIOMA, CONICET-Universidad Nacional del Comahue. Calle Quintral nº 1250. Río Negro Argentina. elisa.castan@crub.uncoma.edu.ar

RESUMEN

La utilización de compost contribuye a aumentar la materia orgánica y los nutrientes del suelo. Las dosis de aplicación se suelen calcular en función de las necesidades de N de las plantas, lo que provoca gran acumulación de P cuando se utilizan compost de estiércoles y biosólidos. Esta acumulación aumenta el riesgo de pérdida, especialmente en suelos arenosos. El objetivo fue evaluar la disponibilidad y riesgo de pérdida de P en experimentos de campo utilizando compost de diferente origen, solos o en mezclas, en dos suelos arenosos con climas contrastantes. Los sitios fueron: "Pilcaniyeu" (Patagonia Norte, seco y frío) y "Santa Ana" (NO de Corrientes, cálido y húmedo) y se utilizaron (i) cuatro tipos de compost: de biosólidos (CB), de residuos orgánicos urbanos (CROU), de residuos de feedlot (CF), de estiércol de gallina (CG) y (ii) dos mezclas al 50%: CF+CROU (CF-CROU) y CG+CROU (CG-CROU). La disponibilidad y riesgo de pérdida de P estuvieron más controlados por el tipo de suelo y la composición química de las enmiendas que por el clima. En ambos sitios las enmiendas aumentaron el P disponible y el uso de mezclas contribuyó a disminuirlo. En Santa Ana, donde se esperaba alto riesgo de lixiviación, no se observó aumento de P en profundidad y los valores se mantuvieron altos en superficie debido a procesos de sobresaturación y redisolución. En Pilcaniyeu, a pesar de que el suelo tiene alta capacidad de retener P, el P disponible se mantuvo alto en superficie evidenciando baja retención, ya que los procesos bioquímicos se ven ralentizados porque las escasas lluvias coinciden con el periodo de bajas temperaturas. Este comportamiento diferencial según el suelo también se observó en incubaciones en condiciones ideales donde Santa Ana tendió a liberar P y Pilcaniyeu a retenerlo.

Palabras claves: Suelos arenosos, climas contrastantes, retención de P

INTRODUCCIÓN

El uso de compost para la recuperación de suelos degradados contribuye a aumentar el contenido de materia orgánica del suelo (MOS) y nutrientes fácilmente disponibles, y el efecto más directo en la vegetación suele estar directamente relacionado con el aporte de N y P. A diferencia del N, el P proviene tanto de la MOS como de la fracción mineral del suelo, y tiende a inmovilizarse, especialmente en suelos calcáreos, ácidos y volcánicos; como consecuencia de esta baja movilidad, la lixiviación de P suele ser baja y las mayores pérdidas se producen por erosión en forma particulada (Pierzynski, 1994; Sharpley *et al.*, 1994; Fisher & Binkley, 2000). La excepción a este fenómeno son los suelos arenosos con muy bajo contenido en arcillas, que presentan capacidad mínima de retención y alto riesgo de pérdida de P por lixiviación (Attiwill & Leeper, 1987). La aplicación de compost contribuye a aumentar la disponibilidad de P para las plantas al suministrar P orgánico e inorgánico, bloquear sitios de retención de P y estimular actividades enzimáticas (Stewart & Sharpley, 1987; Satti, 2007; Gonzalez-Polo *et al.*, 2015). En particular, los compost de origen animal, como los de estiércoles y biosólidos, son los que tienen mayores contenidos de P total y disponible, principalmente en formas inorgánicas; por el contrario, los compost de la fracción orgánica de los residuos domiciliarios (CROU) son más pobres en P (pero son particularmente ricos de Ca).

Tradicionalmente se ha aconsejado que **las dosis de aplicación** de los compost se calculen en función de las necesidades de N de las plantas, y el contenido de N inorgánico y capacidad de mineralización de N de la enmienda para minimizar el riesgo de contaminación de aguas por lixiviación de nitratos (Pierzinsky, 1994; USEPA, 1995; Cooperband, 2000). Dado que la relación N/P de los residuos, especialmente estiércoles y biosólidos, es generalmente mucho menor (~ 3/1) que la relación de absorción de los cultivos (6-10/1), la aplicación de dosis en función del N ha conducido a la acumulación de P en el suelo superficial, aumentando el riesgo de eutrofización de aguas por erosión, escorrentía e incluso lixiviación (Clapp *et al.*, 1994; Robinson & Sharpley, 1995; Sharpley, 2010). En base a la relación entre P-Olsen en suelos y el P soluble en el líquido de lixiviación, Hesketh & Brookes (2000) encontraron que por encima de 57 mg kg^{-1} de P-Olsen aumenta la posibilidad de pérdidas. En base a estos valores, varios organismos internacionales están aconsejando que se apliquen enmiendas orgánicas en base a N, solo cuando la concentración de P-Olsen en el suelo no supera 50 mg kg^{-1} (NBP, 2005).

Si bien la aplicación de dosis más bajas de compost ricos en P minimizaría el riesgo de pérdidas, también disminuye el valor enmienda de los compost, ya que reduce la cantidad de materia orgánica agregada. Una alternativa para reducir la concentración de P y mantener el valor enmienda, es mezclar compost ricos en P, como los provenientes de estiércoles y biosólidos, con compost pobres en P, como los CROU, que además tienen alto contenido de Ca (Kowaljow & Mazzarino, 2007; Satti *et al.*, 2012) y, por lo tanto, contribuirían a diluir el exceso de P, e incluso a precipitar fosfatos de Ca, manteniendo al mismo tiempo niveles adecuados de materia orgánica.

Además del tipo de compost y la dosis de aplicación, **las condiciones ambientales** (clima y suelo) también influyen en la dinámica y el riesgo de pérdida de P. Así, en climas cálidos y húmedos la velocidad de las reacciones y el riesgo de pérdida serán mucho mayores que en climas fríos y secos. Respecto al tipo de suelo, los fosfatos solubles pueden ser sorbidos a la superficie de los óxidos amorfos de Fe y Al, a las arcillas y al carbonato de Ca (García et al., 2015); sin embargo, el agregado de enmiendas orgánicas puede reducir la sorción de P a la superficie de estos minerales, ya que los compuestos orgánicos pueden ocupar esos sitios y bloquearlos para el P. Una manera de estudiar los procesos relacionados a la dinámica del P en el suelo es mediante ensayos de incubación bajo condiciones controladas, que permiten estimar de manera general el predominio de procesos de liberación o de retención de P en el tiempo (Mazzarino *et al*., 1998; Laos *et al.*, 2000) y mediante isotermas de retención de P que permiten conocer la capacidad de un suelo para retener P a medida que la concentración de P aumenta.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la disponibilidad y riesgo de pérdida de P en experimentos de campo con aplicación de compost de diferente origen, solos o en mezclas, en dos suelos arenosos con climas contrastantes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se trabajó en dos sitios con climas contrastantes: en un Entisol de textura arenoso franca denominado "Santa Ana" en el NO de Corrientes (Chaco Húmedo, clima cálido y húmedo), y en un Entisol de textura franco arenosa denominado "Pilcaniyeu" en el NO de Patagonia (Estepa Patagónica, clima frío y seco). Se utilizaron cuatro compost y dos mezclas de compost (en peso): residuos orgánicos urbanos (CROU), biosólidos + viruta y chip de poda (CB), estiércol de gallina + aserrín + cascarilla de arroz (CG), estiércol vacuno de *feedlot* + aserrín y viruta de algarrobo (CF), 50% CROU + 50% CG (CG+CROU), 50% CROU + 50% CF (CF+CROU). Todos los compost y mezclas se aplicaron a dosis equivalentes a 40 t ha^{-1} en una única aplicación. Además se usaron controles sin fertilizar (C) y fertilizados (Fi) con N y P. El tamaño de las parcelas fue de 6 m^2 con una zona buffer de 2 m entre parcelas y el diseño experimental fue en bloques completos al azar con tres repeticiones.

Se realizaron tres tipos de análisis: i) a los 5, 8, 17, 20 y 26 meses de instalado el experimento en Santa Ana y a los 8 y 20 meses en Pilcaniyeu, se tomaron muestras en superficie y profundidad (0-10 y 55-65 cm respectivamente) para estimar disponibilidad y riesgo de pérdida de P, ii) a los 8 y 20 meses de instalado el experimento en muestras de suelo superficial (0-10 cm) de cada parcela se determinó la capacidad residual de liberación/retención de P (calculado como: P liberado/retenido = ((P t16 - P t0) / P t0) x 100) en incubaciones de 16 semanas en condiciones controladas de humedad y temperatura (25ºC y capacidad de campo). Para estos dos tipos de análisis, el P se extrajo en bicarbonato de sodio relación 1:20 (P-Olsen) y se determinó por el método del ácido ascórbico-molibdato (Sparks *et al.*, 1996). Por último, iii) con las muestras tomadas a los 20 meses se construyeron isotermas de retención de P utilizando concentraciones crecientes de P (Sharpley, 1995) en algunos tratamientos representativos.

Para evaluar el efecto de los tratamientos, se realizó un análisis de la varianza en un diseño en bloques completamente al azar (DBCA). Las medias se compararon utilizando el test de diferencias mínimas significativas (LSD). Todos los análisis fueron realizados con el programa Statistica 7.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los compost utilizados presentaron adecuadas condiciones de estabilidad y madurez (Tabla 1) de acuerdo a algunos indicadores comúnmente recomendados (Leconte *et al*., 2009): C soluble en agua < 10 g kg^{-1}, $N\text{-}NH_4^+$ < 400 mg kg^{-1}, C soluble en agua/N total < 0,7 e índice de germinación (IG)> 50%. Respecto a las características químicas, CROU presentó los valores más bajos de sales solubles, C orgánico, N y P total, y los más altos de Ca y pH. Los valores más altos de N y P total y extraíble correspondieron a CB y CG respectivamente, y los más altos de C orgánico a CB.

Las características de los suelos utilizados se presentan en la Tabla 2. A pesar de que ambos son arenosos, el suelo de Santa Ana presentó los valores más bajos de todas las variables medidas.

Tabla 1. Características químicas de los compost

	CB	CROU	CF	CG
pH	5,0	7,4	6,9	6,1
CE (dS m^{-1})	2,0	0,4	1,4	2,7
C orgánico (g kg^{-1})	280	100	160	190
N total (g kg^{-1})	17,0	6,1	7,7	17,1
C soluble (g kg^{-1})	1,6	0,1	1,9	2,6
P total (g kg^{-1})	6,8	3,4	4,0	8,5
P extractable (g kg^{-1})	1,1	0,1	1,0	2,9
N-NH_4^+ (mg kg^{-1})	31	3	12	150
N-NO_3^- (mg kg^{-1})	1928	217	519	1514
Ca (g kg^{-1})	11	42	11	18
Mg (g kg^{-1})	5,0	5,1	4,7	3,7
K (g kg^{-1})	3,1	1,1	4,9	4,5
$CaCO_3$ (%)	--	7,6	--	--
IG (%)	66	97	86	79

CB: compost de biosólido; CROU: compost de residuos orgánicos urbanos; CF: compost de feedlot; CG: compost de estiércol de gallina.

Tabla 2. Características químicas de los suelos

	Pilcaniyeu	Santa Ana
pH	8,0	6,3
CE (dS m^{-1})	0,16	0,02
C total (%)	1,11	0,22
N total (%)	0,09	0,02
C/N	13,0	11,0
N-inorgánico (mg kg^{-1})	11,2	6,1
P-Olsen (mg kg^{-1})	9,3	0,9
Ca (cmol kg^{-1})	18,4	0,53
K (cmol kg^{-1})	1,4	0,13
Mg (cmol kg^{-1})	3,0	0,16
$CaCO_3$ (%)	1,1	--
Fe_{ox} (%)[a]	0,26	0,03
Al_{ox} (%)	0,13	0,01
Textura (arena/limo/arcilla)	75/15/10	88/3/9

[a] Feox y Alox: Fe y Al extraídos en oxalato de amonio respectivamente

En Santa Ana, el P disponible (P Olsen) presentó un valor máximo de 43 mg kg^{-1} en superficie (Fig. 1A). Los valores medios del control para las cinco fechas medidas variaron entre 0,6-1,1 mg kg^{-1} en superficie. El P disponible en superficie fue significativamente mayor que el control y Fi en todos los tratamientos enmendados (excepto CROU en una fecha) y los valores más altos correspondieron a CG (Fig. 1A) y se mantuvieron altos hasta los 17 meses a pesar que el clima mantiene condiciones que favorecen los procesos químicos y biológicos. En las dos últimas fechas todos los valores disminuyeron marcadamente. En 3 de las fechas analizadas los valores fueron significativamente más bajos para las mezclas CG-CROU y CF-CROU que para CG y CF solos (Fig. 1A). Las concentraciones de P-Olsen disminuyeron marcadamente en profundidad (55-65 cm), siendo menores que 1,0 mg kg^{-1} en la mayoría de las fechas y tratamientos (Fig. 1B).

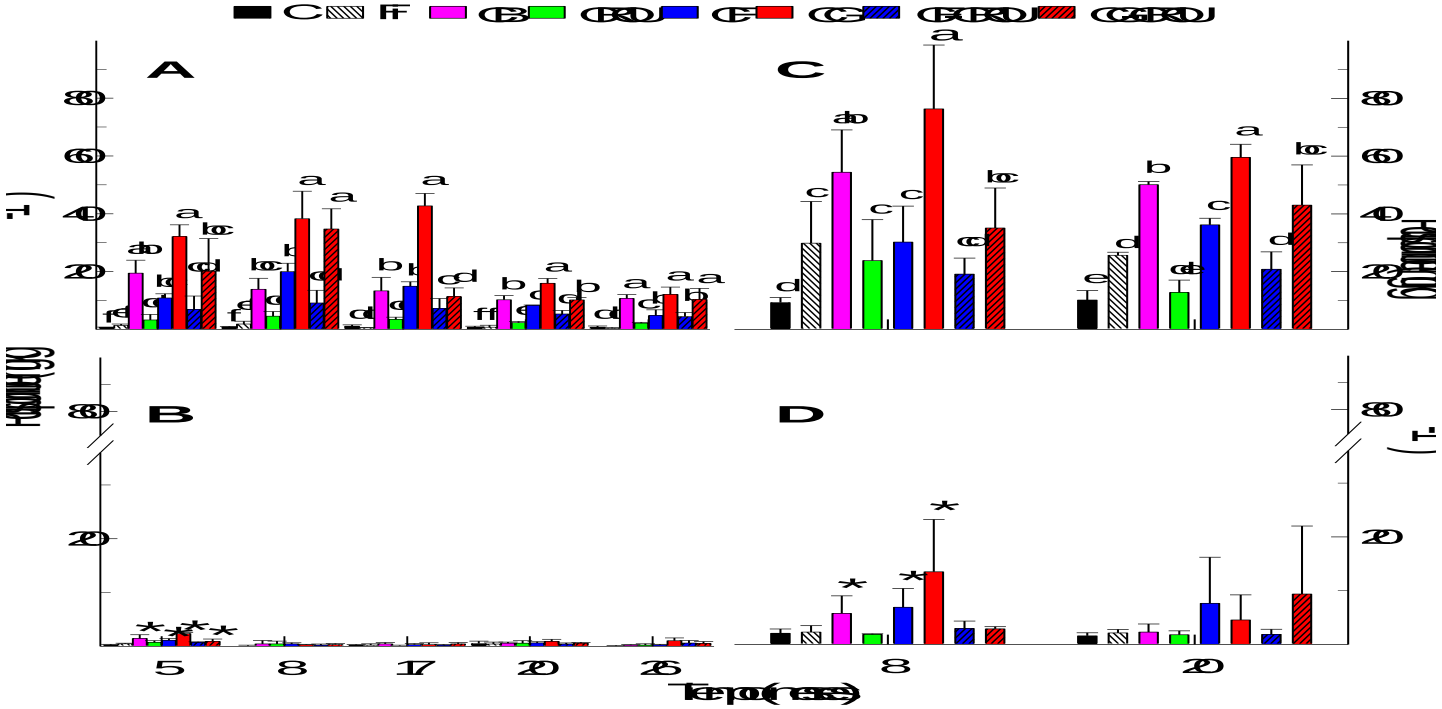


Figura 1: Concentración de P disponible (mg kg^{-1}) en muestras superficiales (0-10 cm) de Santa Ana y Pilcaniyeu (A y C respectivamente) y en profundidad (55-65 cm) (B y D respectivamente) en función del momento de muestreo. Los valores son medias + desvío estándar. Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos para cada fecha y sitio ($p < 0,05$; n=3). Los asteriscos indican diferencias significativas respecto al control.

En la Tabla 3 se presentan los resultados de los ensayos de incubación (en condiciones óptimas de humedad y temperatura) de las muestras de suelo tomadas a los 8 y 20 meses. El P solo mostró tendencia a ser retenido a los 8 meses

y en los tratamientos CG, CG-CROU y CF-CROU; en los demás tratamientos a los 8 meses, y a los 20 meses con todas las enmiendas, la tendencia fue a la liberación de P. Esta tendencia a la retención de aproximadamente 20 % del P-Olsen inicial con CG, CG-CROU, CF-CROU después de 8 meses, posiblemente se debió a que se precipitaron formas menos solubles de P (por sobresaturación en la solución del suelo). Después de 20 meses en Santa Ana se alcanzó un nuevo equilibrio y en todos los tratamientos se observó capacidad residual de liberar P, aunque con una tendencia a valores absolutos más bajos (Tabla 3). Según Pagliari & Laboski (2013), la disminución de la concentración de P en la solución del suelo (debido a la absorción por las plantas y/o precipitación de formas menos solubles de P) conduciría a mantener una disolución constante del P disponible de los estiércoles hasta que todos los fosfatos amorfos de Ca y Mg que predominan en los estiércoles y mantienen niveles altos de P disponible se hayan disuelto. De esta manera, el P disponible en el campo tendió a decrecer en Santa Ana en superficie después de 20 y 26 meses, pero los valores no aumentaron en profundidad, lo que sugiere un agotamiento de las formas más solubles de P (y posiblemente también una disolución lenta de formas menos disponibles).

En Pilcaniyeu, los valores de P disponible fueron más altos que Santa Ana, tanto en superficie, 76 mg kg^{-1}, como en profundidad, 13,5 mg kg^{-1} (Figs. 1C y D). Los valores de P-Olsen en superficie a los 8 meses fueron significativamente más altos que el control con todas las enmiendas (excepto CF-CROU) y a diferencia de Santa Ana, se mantuvieron elevados a los 20 meses y también significativamente mayores que el control en todos los tratamientos (excepto CROU) (Fig. 1C). El agregado de CROU en las mezclas disminuyó significativamente la disponibilidad de P de CF en una fecha y de CG en las dos fechas analizadas. Si bien los valores en profundidad fueron más bajos que en superficie, presentaron diferencias significativas entre tratamientos respecto al control a los 8 meses, con los valores mayores para CB, CF y CG (Fig. 1D). Debe destacarse que a los 8 meses se observó un valor alto de P-Olsen en profundidad con CG, lo que podría deberse a flujo preferencial o a contaminación con muestra superficial por desmoronamiento durante el muestreo. En la Tabla 3 se presentan los resultados de los ensayos de incubación, que a diferencia de Santa Ana, en Pilcaniyeu se observó retención de P en ambas fechas (con excepción de CF-CROU a 8 meses).

Tabla 3. Concentración de P disponible (mg kg^{-1} de P-Olsen) y capacidad de retención/liberación de P (%) en incubaciones de laboratorio a los 8 y 20 meses de la instalación del experimento. Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$; n=3). Desvío estándar entre paréntesis.

	C		FI		CB		CROU		CF		CG		CF-CROU		CG-CROU	
Santa Ana																
P t0 (20 meses)	0,9 (0,2)	f	1,9 (1,0)	ef	13,9 (3,8)	bc	4,6 (1,6)	de	20,0 (2,9)	b	38,3 (9,5)	a	9,2 (4,4)	cd	34,8 (7,0)	a
P t16 (20 meses)	1,2 (0,4)	e	2,4 (1,1)	e	16,5 (5,2)	c	5,3 (2,0)	de	19,2 (2,6)	bc	31,6 (8,2)	a	7,7 (3,8)	cd	27,3 (3,3)	ab
% P retenido	-		-		**19**		**16**		**4**		**-18**		**-16**		**-21**	
P t0 (20 meses)	0,6 (0,5)	f	0,8 (0,6)	f	10,2 (1,5)	b	2,4 (0,4)	e	8,4 (0,1)	c	16,0 (1,7)	a	5,4 (1,2)	d	10,2 (0,9)	b
P t16 (20 meses)	1,3 (0,6)	e	1,3 (0,5)	e	15,5 (3,9)	b	4,3 (0,5)	d	13,7 (1,5)	bc	23,2 (2,1)	a	9,9 (4,1)	c	13,8 (1,2)	bc
% P retenido	-		-		**52**		**79**		**63**		**45**		**83**		**35**	
Pilcaniyeu																
P t0 (8 meses)	9,3 (1,7)	d	29,9 (14,4)	c	54,4 (14,7)	ab	23,8 (14,2)	c	30,3 (12,4)	c	76,3 (22,1)	a	19,2 (5,6)	cd	35,1 (13,8)	bc
P t16 (8 meses)	9,7 (1,7)	d	23,2 (9,6)	cd	47,6 (9,5)	ab	19,1 (5,5)	de	28,2 (11,0)	c	62,2 (17,7)	a	21,8 (9,7)	cd	32,4 (13,5)	bc
% P retenido	**4**		**-20**		**-11**		**-9**		**-6**		**-18**		**11**		**-8**	
P t0 (20 meses)	10,2 (3,2)	e	25,7 (1,0)	d	50,1 (1,1)	b	12,8 (4,3)	de	36,2 (2,3)	c	59,6 (4,5)	a	20,9 (6,0)	d	43,0 (23,9)	bc
P t16 (20 meses)	8,4 (1,7)	e	19,5 (1,2)	bcd	42,0 (2,8)	a	11,1 (1,5)	de	30,3 (2,0)	a	41,5 (6,8)	a	19,4 (8,2)	cd	35,7 (18,0)	a
% P retenido	**-18**		**-24**		**-16**		**-13**		**-16**		**-30**		**-7**		**-17**	

P t0= P al inicio de incubaciones de 16 semanas; P t16 = P al final de las incubaciones. P liberado/retenido = ((P t16 - P t0) / P t0) x 100

A pesar de su clima frío y seco, en este sitio, era esperable que se observara capacidad de retención de P dadas las propiedades específicas del suelo: mayor pH, óxidos de Fe y Al y carbonatos (García *et al.*, 2015). Sin embargo, a los 20 meses los valores de P disponible en el campo en superficie, se mantuvieron altos, y significativamente mayores que el

control con todas las enmiendas (excepto CROU). Esta situación podría deberse a una baja disolución de carbonatos por falta de agua en el suelo, lo que reduciría la capacidad de retención de P. En esta zona, las lluvias son escasas y el periodo húmedo coincide con bajas temperaturas que disminuyen la solubilidad de los carbonatos (Javid & Rowell, 2003). La mayor retención observada en las incubaciones estaría relacionada con el hecho de que se trata de una medida potencial realizada en condiciones ideales de humedad y temperatura.

Para confirmar el efecto de CROU en la retención de P y comparar la capacidad de retención de ambos suelos, se construyeron isotermas en las muestras tomadas a los 20 meses para los tratamientos CROU, CG (el tratamiento con mayor disponibilidad de P) y la mezcla CG-CROU y se las comparó con los suelos controles (Fig 2). En Santa Ana, donde la capacidad de retención del suelo fue muy baja, los efectos de las enmiendas prácticamente no se notaron. En Pilcaniyeu, en cambio, la retención máxima fue alta, tres veces mayor que en Santa Ana y resultó evidente que el agregado de CG disminuyó la retención de P, mientras que el agregado de CROU, solo o en mezcla con CG aumentó la retención. En las mezclas realizadas, el agregado de CROU contribuyó a disminuir el P disponible aportado por CG, tanto por dilución como por aumento de retención. Esta mayor retención es atribuible al efecto encalador de CROU, que aumentaría la retención de P en la forma de fosfatos de Ca, como se ha observado frecuentemente en suelos encalados (Bolan *et al.*, 2003), pero también por sorción de P en la superficie de los carbonatos (García *et al.*, 2015). El efecto de CROU fue mínimo en Santa Ana posiblemente debido a su baja capacidad de amortiguación, que facilita la pérdida de carbonatos durante periodos de acidificación temporaria por agregado de materia orgánica mineralizable

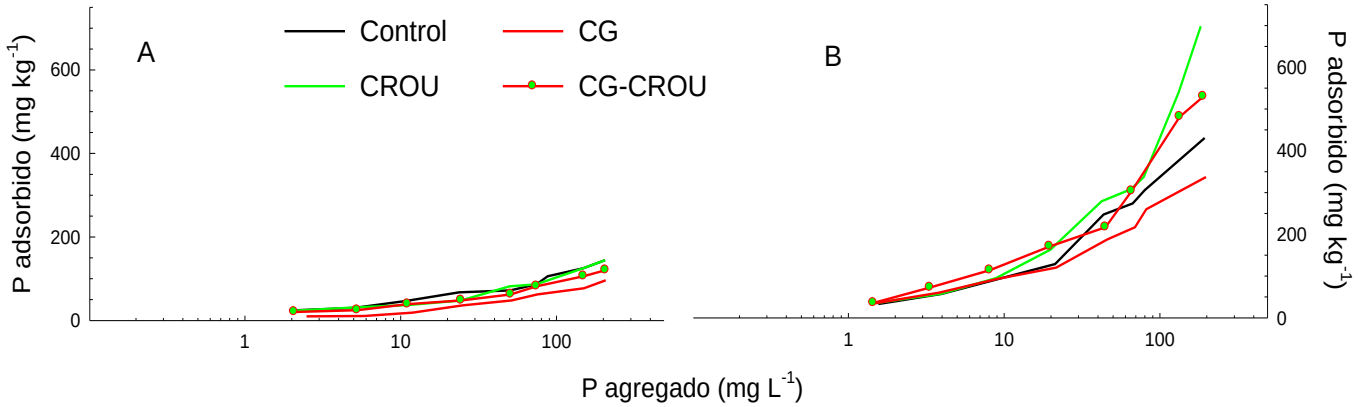


Figura 2. Isotermas de retención de P en muestras superficiales (0-10 cm) de suelos control y enmendados de Santa Ana, y Pilcaniyeu (A y B respectivamente) extraídas a los 20 meses.

CONCLUSIONES

La disponibilidad y riesgo de pérdida de P estuvieron más controlados por el tipo de suelo y la composición química de las enmiendas que por el clima

A pesar de su baja capacidad de retención, en Santa Ana no se observó aumento de P disponible en profundidad, lo que estaría indicando que el P se mantuvo en superficie a través de procesos de disolución, sobresaturación y redisolución.

Pilcaniyeu, a pesar de ser un suelo arenoso de textura similar a Santa Ana, presentó mayor capacidad de retención de P debido a la presencia de carbonatos y óxidos amorfos de Fe y Al, estos últimos provenientes de las deposiciones frecuentes de cenizas volcánicas.

La mezcla con CROU contribuyó a disminuir el riesgo de pérdida tanto por dilución como por el efecto de los carbonatos, que aumentaron la retención de P en el suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Attiwill P.M. & G.W. Leeper. 1987. Forest soils and nutrient cycles. Carlton, Vic.: Melbourne University Press; Beaverton, OR: International Specialized Book Services. 202 pp
- Bolan N.S.; Adriano D.C.; Mani P.A. & A. Duraisamy. 2003. Immobilization and phytoavailability of cadmium in variable charge soils. Effect of lime addition. Plant Soil 251: 187-198
- Clapp C.E.; W.E. Larson & R.H. Dowdy. 1994. Sewage sludge: land utilization and the environment. ASA. SSSA Miscellaneous Publication, Madison. 258 pp

- Cooperband L. 2000. Sustainable use of by-products in land management. En: Bartels J.M. & W.A. Dick. (Eds.). Land application of agricultural, industrial, and municipal by-products. SSSA Book Series Nº 6, Madison, WI, USA. pp. 215-235
- Fisher R.F. & D. Binkley. 2000. Ecology and Management of Forest Soils. John Wiley and Sons, Inc., Nueva York. 489 pp.
- García F.O.; L.I. Picone & I.A. Ciampitti. Fósforo. 2015. En: Echeverría H. E. & F. O. García (Eds.). Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina, pp. 521-565
- Gonzalez Polo M.; E. Kowaljow; E. Castán; O. Sauzet & M.J. Mazzarino. 2015. Persistent effect of organic-matter pulse on a sandy soil of semiarid Patagonia. Biol. Fert. Soils 51: 241-249
- Hesketh N. & P.C Brookes. 2000. Development of an indicator for risk of phosphorus leaching. J. Environ. Qual. 29: 105-110
- Javid S. & D.L. Rowell. 2003. Assessment of the effect of time and temperature on the availability of residual phosphate in a glasshouse study of four soils using the Olsen method. Soil Use Manage. 19: 243-249
- Kowaljow E. & M.J Mazzarino. 2007. Soil restoration in semiarid Patagonia: Chemical and biological response to different compost quality. Soil Biol. Biochem. 39: 1580-1588
- Laos F.; P. Satti; I. Walter; M.J. Mazzarino & S. Moyano. 2000. Nutrient availability of composted and noncomposted residues in a Patagonian xeric mollisol. Biol. Fert. Soils 31: 462-469
- Leconte M.C.; M.J. Mazzarino; P. Satti; M.C. Iglesias & F. Laos. 2009. Composting poultry manure with rice hulls and/or sawdust in NE Argentina. Waste Manage. 29: 2446-2453
- Mazzarino M.J.; F. Laos; P. Satti & S. Moyano. 1998. Agronomic and environmental aspects of utilization of organic residues in soils of the Andean- Patagonian region. Soil Sci Plant Nutr 44: 105-113
- NBP. 2005. National Manual of Good Practice for Biosolids. NATIONAL BIOSOLIDS PARTNERSHIP ((EPA, WEF, NACWA). http://www.wef.org/Biosolids/
- Pierzynski G.M. 1994. Plant nutrient aspects of sewage sludge. En: Clapp C.E.; Larson W.E. & R.H. Dowdy (Eds.) Sewage Sludge: Land Utilization and the Environment. SSSA Miscell. Publ., Madison, USA. pp. 21-25
- Robinson J.S. & A.N Sharpley. 1995. Release of nitrogen and phosphorus from poultry litter. J. Environ. Qual. 24: 62-67
- Satti P.S. 2007. Biodisponibilidad de nitrógeno y fósforo bajo bosque nativo, disturbados y enmendados. Tesis doctoral. CRUB-UNC. Bariloche, Río Negro, Argentina
- Satti P.; M.J. Mazzarino; F. Laos; L. Roselli & M.P. Crego. 2012. Compostaje de materiales de diferente origen: Experiencias del Grupo de Suelos del CRUB. En: M.J. Mazzarino y P. Satti (Eds.). Compostaje en la Argentina: Experiencias de Produccion, Calidad y Uso. UNRN- Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, Argentina. pp. 77-98
- Sharpley A.N.; J.T. Sims & G.M. Pierzynski. 1994. Innovative soil phosphorus availability indices: assessing inorganic phosphorus. En: Havlin J.L. & J.S. Jacobsen (Eds.). Prospects for improving nutrient recommendations. pg. 115-142. SSSA Special Publication 40. Madison, Wisconsin, E.E.U.U
- Sharpley A. 1995. Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. J. Environ. Qual. 24 : 920-926
- Sharpley A. 2010. Manejo de fósforo en sistemas de producción agrícola ambientalmente sustentables: Desafíos y oportunidades. Informaciones Agronómicas del Cono Sur. 46: 1-10
- Sparks D.L.; A.L. Page; P.A. Helmke; R.A. Loeppert; P.N. Soltanpour; M.A. Tabatabai; C.T. Jhonston & M.E. Sumner (Eds.). 1996. Methods of Soil Analysis, Part 3, Chemical Mehods, third edition. ASA. Madison, USA. 1390 pp.
- Stewart J.W.B. & A.N. Sharpley. 1987. Controls on dynamics of soil and fertilizer phosphorus and sulfur. En: Follett R.; Stewart J.W.B. & C.V. Cole (Eds.). Soil Fertility and Organic Matter as Critical Components of Production Systems. SSSA Special Publ. Nr.19. SSSA, ASA, Madison, Wisconsin, E.E.U.U. pp. 101-121.
- USEPA. 1995. Test methods for evaluating solid waste. Vol IA: Laboratory manual physical/chemical methods. SW 846, 3rd Ed. U.S. Gov. Print. Office, Washington, D.C.

C3P22. DOSIS ÓPTIMA DE N Y EUN EN MAÍZ PARA DISTINTAS ZONAS DE MANEJO

Cerliani, Cecilia[1]; Esposito, Gabriel[1]; Gastaldi, Luciano[2] y Naville, Rafael[1].

[1]Facultad de Agronomía y Veterinaria. [2]Gastaldi Hnos . Universidad Nacional de Río Cuarto. Ruta Nacional 36 km601. Río Cuarto. Córdoba. Argentina. ccerliani@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN

El sur de Córdoba presenta una alta variabilidad espacial en las características de suelo que implica distintas condiciones de crecimiento y desarrollo de los cultivos en un mismo lote. El maíz es uno de los principales cultivos de esta región y presentando alta respuesta a la fertilización nitrogenada con un incremento de la siembra tardía en las últimas décadas. El objetivo de este trabajo fue evaluar la respuesta del rendimiento a la fertilización Nitrogenada en distintas zonas de manejo de un lote y la eficiencia de uso del N en cada una de ellas. Para ello, se realizó un experimento durante la campaña 2016/17, con maíz tardío para evaluar la respuesta del rendimiento a la aplicación de N fertilizado en el estadio fenológico de V6. La zonificación se realizó en base a mapas de rendimiento y NDVI de campañas anteriores, en la cual se identificaron tres zonas de manejo (ZM), alta producción (AP), producción promedio (PP) y baja producción (BP). Las dosis de N fueron (0,37,74,111 y 147 kg ha^{-1}), las cuales se sembraron en franjas atravesando las ZM. La cosecha se realizó con cosechadora equipada con monitor de rendimiento y GPS, los datos se analizaron mediante el software OpenGeoda que considera la correlación espacial de los mismos. Además, se determinó para cada ZM la eficiencia agronómica -EA- (Incremento de rendimiento por kg de nutriente aplicado) y el factor parcial de productividad -FPP-(Kg de grano por kg de N aplicado). Los resultados indicaron que la respuesta a la fertilización varió entre ZM. La dosis optima económica (DOE) de N fue de 57,5 kg ha^{-1} en AP, mientras que en PP y BP fue de 68,08 y 72,68 kg ha^{-1}, respectivamente. La misma tendencia se encontró en la dosis optima agronómica (DOA) la cual fue de 83, 107 y 111 kg ha^{-1} para AP, PP y BP, respectivamente, con estas dosis los rendimientos alcanzados fueron de 8259, 7942 y 8024 kg ha^{-1}. Las diferencias halladas entre las ZM en las DOA, donde se registró una mayor dosis en BP y PP, se explican porque al ser una campaña extremadamente húmeda, el agua no fue una limitante para la producción, estos ambientes que poseen un menor contenido de materia orgánica tienen menor posibilidad de mineralizar N de esta y por ende requieren mayor aporte a través de la fertilización; en AP el mayor aporte de N por mineralización hace que la necesidad de fertilización sea menor. Por otro lado, al evaluar la EA del N se observó que en AP fue de 16,8 kg kg^{-1}, mientras que en PP y BP fue menor (13,5 y 14,13 kg kg^{-1}, respectivamente); la misma tendencia se observó en el FPP cuyos valores fueron de 99,6; 74,4 y 72,2 kg kg^{-1}, para AP, PP y BP, respectivamente. Estos resultados indican que en años húmedos las dosis a aplicar son superiores en los ambientes más pobres, siendo estos menos eficientes en el uso del fertilizante.

Palabras claves: Ambiente, Eficiencia Agronómica, Factor parcial de productividad

C3P23. DIGESTATOS DE BIOGÁS COMO FUENTE DE NUTRIENTES PARA LA PRODUCCIÓN DE BIOMASA DE CENTENO

Chilano Yanina; Bongiovanni Marcos D.; Amín María S.; Marzari Rosana; Mattalia María L.; Barlasina María. V. y Sgarlatta Barbara

Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. Ruta 36 Km 601. Río Cuarto, Córdoba. Argentina. ychilano@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN

El número de plantas de biogás, en la última década está teniendo un fuerte impulso debido al interés mundial en el desarrollo de energías renovables. Un subproducto derivado de la digestión anaeróbica, es el digestato, un producto biológicamente estable y de alto valor, que puede utilizarse como una alternativa a los fertilizantes minerales en sistemas agrícolas. El objetivo de este estudio fue evaluar la capacidad de biofertilizante de los digestatos y determinar si la aplicación de los mismos en sistemas agrícolas producen contaminación en el sistema suelo-planta-ambiente. Para ello se estableció un ensayo con dos tratamientos: aplicación de digestato en una dosis de 50 m^3 ha^{-1} y un testigo sin aplicación y en ambas condiciones se sembró un cultivo de centeno como cobertura. Se monitorearon los efectos de fitotoxicidad del digestato durante la emergencia y postemergencia. En macollaje se determinó la materia seca del cultivo y en el suelo la CE, pH, MO, Fosforo y Nitratos. Los resultados demuestran que la aplicación de digestatos no produce efectos fitotóxicos y generan un efecto positivo sobre el rendimiento del cultivo. Sólo en los primeros 10 cm de suelo genera cambios significativos en la CE, pH y P. No se encontraron diferencias significativas en los valores de MO del suelo para ninguna profundidad. Sin embargo, los niveles de nitratos en el suelo con aplicación de digestato aumentaron significativamente hasta los 60 cm de profundidad con respecto al suelo control. En consecuencia, en aplicaciones del digestato como biofertilizante existe la necesidad de monitoreo de los suelos, para impedir procesos de alcalinización y salinización debido a la calidad de los digestatos, como así también monitoreo de posibles contaminantes, como nitratos, que pueden ser lixiviados provocando efectos ambientales negativos.

Palabras claves: suelo, nutrición, biofertilizante

INTRODUCCIÓN

Ante el interés mundial en el desarrollo e implementación de energías renovables, motivados por factores energéticos (seguridad e independencia energética), factores de carácter ambiental (disminución de las emisiones de gases de efecto invernadero) y factores ligados al desarrollo agrícola, las tecnologías como la digestión anaeróbica (DA) están teniendo un fuerte impulso, a nivel regional, nacional e internacional. Además, existe una amplia gama de materiales que son adecuados como materia prima para el proceso de DA, como residuos orgánicos municipales, lodos de tratamiento de aguas residuales, residuos de industrias de procesamiento de alimentos, cultivos energéticos, residuos agrícolas (estiércol y residuos vegetales) y otros desechos orgánicos húmedos (Appels *et al*., 2011; Gabriel & Sierra, 2017), que son eficientes en la generación de biogás. Un sub producto de la DA es el digestato, un material rico en nutrientes, ya que la mayoría de los mismos se mantienen en el proceso de digestión y por lo tanto terminan en el digestato (Debosz *et al*., 2002) por lo que contiene macronutrientes (N, P, K, Ca, S y Mg) y micronutrientes (B, Cl, Mn, Fe, Zn, Cu, Mo y Ni) necesarios para las plantas. La composición del digestato en términos de componentes orgánicos, macronutrientes y micronutrientes y sus características biológicas (contenido de microorganismos) depende del origen del sustrato orgánico utilizado como materia prima y del manejo del proceso de digestión anaerobia (Nkoa, 2014; Risberg, 2015).

Con el incremento de plantas de biogás también son mayores las cantidades de digestatos que se producen a partir del proceso de DA, que deben tener un uso final apropiado evitando cualquier impacto ambiental negativo, para que la producción de biogás sea sustentable. El almacenamiento, la eliminación y la gestión del digestato representan un desafío para industrias que pretenden establecer el biogás como una fuente de energía alternativa sostenible, por lo que constituye una problemática que requiere una alternativa de solución en el corto plazo. Según antecedentes el impacto de la acumulación de digestatos puede mitigarse si se los utiliza como fertilizante orgánicas o biofertilizantes en la producción agrícola, permitiendo la recirculación de los nutrientes de las plantas y reduciendo así la necesidad de fertilizantes minerales dependientes de combustibles fósiles (Holm-Nielsen *et al.*, 2009). Existen antecedentes que muestran respuestas sobre el rendimiento de los cultivos y mejoras en algunas propiedades de los suelos que pueden justificar el uso de los digestatos de manera extensiva.

El objetivo de este estudio fue evaluar la capacidad de biofertilizante de los digestatos en el cultivo de centeno y determinar si la aplicación de los mismos en sistemas agrícolas producen contaminación en el sistema suelo-planta-ambiente.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Este trabajo se realizó en un establecimiento agropecuario ubicado a 7 km al sur oeste (-33.188294, -64.373474) de la ciudad de Río Cuarto (Córdoba-Argentina), en el cual los suelos predominantes de la zona son Haplustoles típicos de textura franca. En el lugar funciona desde el año 2015 la firma Bioeléctrica, que está integrada por un grupo de productores agropecuarios asociados cuyo principal producto es la energía eléctrica limpia a través de la generación de biogás.

Ensayos a campo

El diseño experimental se estableció mediante macro parcelas, con un diseño en bloques completos al azar con tres repeticiones. Los tratamientos fueron aplicaciones de digestato en una dosis de 50 m^3ha^{-1} con un control sin aplicación (testigo).En ambas condiciones se sembró un cultivo de centeno (*Secale cereale*) en el mes de mayo como cultivo de cobertura. Las aplicaciones de digestato se realizaron en sucesivas repeticiones desde presiembra a postemergencia (distribuidos entre los meses de abril a junio) del cultivo de centeno hasta llegar a la dosis establecida.

El digestato aplicado es un subproducto de la digestión anaeróbica en la producción de biogás, que utiliza como materia prima silaje de maíz y desechos pecuarios, en una proporción 10:1. El digestato utilizado como biofertilizante cumple con la reglamentación de estándares y normas de vertidos para la preservación del recurso hídrico provincia de Córdoba (MAAySP, 2017). La tabla 1 muestra su composición química.

Tabla 1: Composición química del digestato utilizado en el experimento proveniente de la empresa Bioeléctrica

Parámetro	Valor
pH	7,97
CE (dSm^{-1})	24,4
Solidos totales ($g\ l^{-1}$)	63,48
Solidos volátiles ($g\ l^{-1}$)	45,34
Nitrógeno total (%)	0,273
Fosforo total ($mg\ l^{-1}$)	13,5
Potasio ($mg\ l^{-1}$)	230
Sodio ($mg\ l^{-1}$)	43
Calcio ($mg\ l^{-1}$)	365
Magnesio ($mg\ l^{-1}$)	54

Durante la emergencia y en los primeros estadios del cultivo se corroboraron los efectos de fitotoxiddad del digestato, cuantificando el número de plantas emergidas por metro lineal y de la manera visual en post emergencia, ya que los digestatos pueden contener posibles contaminantes fitotóxicos como metales pesados (por ejemplo, Cu, Zn, Cr, Cd, Pb, As, Ni, Mn y Se), antibióticos, patógenos y una multitud de otros efectores, a menudo desconocidos (Insam *et al.*, 2015).

Los muestreos, tanto de materia seca (MS) del cultivo como de suelos, fueron realizados en estado fenológico de macollaje del cultivo de centeno (mes de agosto). Para el muestreo de MS se efectuaron 8 muestreos de un área de 0.25 m^2 en forma aleatoria por bloque en cada tratamiento, realizando el corte de las plantas con tijera al ras del suelo, secándolas en estufa de circulación forzada a 60 ºC hasta alcanzar un peso constante. El muestreo de suelo fue realizado por 6 muestras compuestas por bloque por tratamiento, en profundidades de 0-10 y 10-20 cm para la determinación de pH y Conductividad Eléctrica (CE) (método potenciómetro (Blake & Hartge, 1986)), fósforo extractable (método de Bray I (Page *et al.*, 1982)) y Materia Orgánica Total (MO) (método de Walkley & Black (Nelson y Sommer, 1982) y en las profundidades de 0-20, 20-40, 40-60 y 60-100 cm para la determinación de nitratos (método colorimétrico del fenoldisulfónico (Keeney & Nelson, 1982).

Análisis estadísticos

Los análisis estadísticos fueron efectuados mediante el software InfoStat a través de un análisis de varianza, previa comprobación de las condiciones de distribución requeridas para el análisis. La comparación múltiple de las medias de los tratamientos se realizó mediante prueba de Tukey ($p < 0,05$) (Di Rienzo *et al.*, 2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De acuerdo al monitoreo realizado durante la emergencia y en los primeros estadios del cultivo en los cuales se aplicó el digestato, se comprobó que ésta técnica no inhibe la germinación del cultivo de centeno ni genera efectos fitotóxicos en los primeros estadios fenológicos del cultivo en aplicaciones post emergencia. Estos resultados concuerdan con Gell *et al.* (2011), en el cual concluyen que los efectos fitotoxicos son mayores para enmiendas no digeridas anaeróbicamente.

La Figura 1 presenta los rendimientos en materia seca del cultivo de centeno obtenidos luego de la aplicación de digestato y el tratamiento de control. Los rendimientos fueron de 2217 y 3467 kg MS h^{-1} para testigo y con tratamiento respectivamente, encontrando diferencias estadísticamente significativas entre ellos.

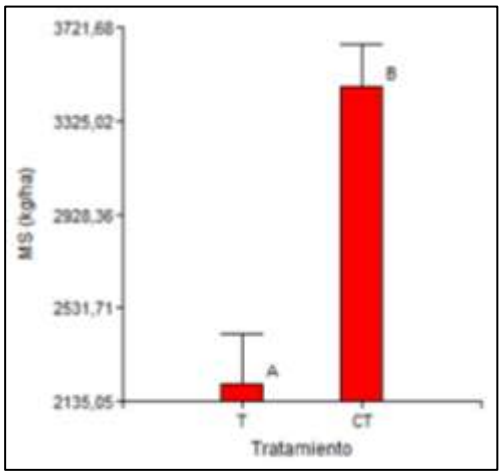


Figura 1: Materia Seca de Centeno (kg MS h^{-1}) para testigo (T) y con tratamiento (CT).Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p <= 0,05$). Las barras indican el valor del error estándar de las medias.

Estos resultados concuerdan con Barbosa *et al.* (2014), en la que evaluaron la potencial fuente de nutrientes del digestato para la producción de biomasa de tres plantas diferentes: sida (*Sida hermaphrodita*), maíz (*Zea mays L.*) y alfalfa (*Medicago sativa L.*) en un experimento en masetas en invernadero. En este estudio el digestato presentó un potencial efectivo como fertilizante vegetal, ya que su efecto fue similar al fertilizante inorgánico respecto a la producción de biomasa y en el contenido de nutrientes (carbono, nitrógeno y fosforo) en las especies utilizadas. Similares resultados son reportados por: Abubaker *et al.* (2012), Odlare *et al*. (2008), Riva *et al.* (2016), Sigurnjak *et al* (2017), Svensson *et al.* (2004) y Walsh *et al.* (2012).

En la Tablas 2 y 3 se muestran los resultados obtenidos en las propiedades físico-químicas evaluadas en el suelo luego de 4 meses de inicio de las aplicaciones de digestatos. Para la profundidad de 0-10 cm se encontraron diferencias estadísticas significativas entre la aplicación de digestato y el control en el pH y la CE, pero éstos valores se mantuvieron dentro del rango óptimo para el crecimiento del cultivo, mientras que para la profundidad de 10-20 cm no se encontraron diferencias significativas. En la MO del suelo no hubo cambios significativos entre el tratamiento con aplicación de digestatos y el control en los 20 cm superiores de suelo. Con respecto al P, en los primeros 10 cm de profundidad, el tratamiento con aplicación de digestatos tuvo un aumento de casi tres veces con respecto al control sin aplicación, existiendo diferencias significativas entre ellos, y de 10-20 cm no se encontraron diferencias significativas entre la aplicación de digestatos y el control. Alburquerque *et al*. (2012), en un experimento a campo compararon los efectos de los digestatos con los de una enmienda tradicional (estiércol vacuno) y un fertilizante mineral, en dos cultivos hortícolas en dos temporadas sucesivas. Sus resultados muestran que el pH del suelo solo fue afectado por el digestato a corto plazo y que los valores de CE del suelo fueron más altos en todos los tratamientos durante el período de verano (caracterizado por altas temperaturas y baja precipitación, por lo que existe acumulación de sal en el suelo). Sin embargo, y en coincidencia con este ensayo, también encontraron que los valores de pH y CE estuvieron en el rango apropiado para el

crecimiento de la planta y no observaron acumulación de sales con las aplicaciones sucesivas de los tratamientos de fertilización al suelo. Las parcelas modificadas con estiércol vacuno tuvieron concentraciones más altas de P disponible que el control en todos los muestreos, aunque las diferencias no fueron estadísticamente significativas para algunos muestreos. Además hallaron que la adición de digestato al suelo proporcionó una fuente de nutrientes disponibles (nitrógeno y fósforo) a corto plazo y tuvo efectos positivos en las propiedades biológicas del suelo, como la biomasa microbiana y las actividades enzimáticas, en comparación con el suelo no modificado.

Tabla 2: Valores de pH, MO y P medidos en el suelo a 120 días de la aplicación de digestato

	pH		CE (dS m^{-1})		MO (%)		P (kg ha^{-1})	
Profundidad (cm)	T	CT	T	CT	T	CT	T	CT
0-10	6,06	5,93	0,23 a	0,43 b	1,95	2,08	22,75 a	66,64 b
ANOVA	*		*		*NS*		*	
10-20	6,35	6,43	0.10	0,12	1,39	1,49	14	13,37
ANOVA	*NS*		*NS*		*NS*		*NS*	

T: testigo; CT: con tratamiento; *NS*: No Significativo;* Significativo con un nivel de probabilidad p<0.05. Los valores medios indicados por letras distintas indican diferencias significativas según la prueba de Tukey en el nivel de probabilidad del 5%.

Tabla 3: Contenido $N\text{-}NO_3^-$ medidos en el suelo a 120 días de la aplicación de digestato

Profundidad (cm)	$N\text{-}NO_3^-$ (kg ha^{-1})	
	T	CT
0-20	4,65 a	9,80 b
ANOVA	*	
20-40	2,11 a	5,09 b
ANOVA	*	
40-60	2,86 a	4,34 b
ANOVA	*	
60-100	4,10	4,36
ANOVA	*NS*	

T: testigo; CT: con tratamiento; *NS*: No Significativo; * Significativo con un nivel de probabilidad p<0.05. Los valores medios indicados por letras distintas indican diferencias significativas según la prueba de Tukey en el nivel de probabilidad del 5%.

En referencia a los niveles de nitratos hallados, podemos observar que se encontraron diferencias significativas hasta los 60 cm de profundidad entre el control y la aplicación de digestatos. Desde los 60 hasta los 100 cm de profundidad no se encontraron diferencias significativas. Según varios autores, entre ellos Schröder *et al.* (2013), Sigurnjak *et al.* (2017) y Svoboda *et al.* (2013) los fertilizantes orgánicos como los digestatos son más susceptibles a la lixiviación de nitratos debido a la asincronía entre la demanda de cultivos frente a la liberación lenta de nitrógeno orgánicamente unido, por lo que el nitrógeno que no es absorbido por la planta es propenso a la lixiviación y, por lo tanto, es un potencial contaminante.

CONCLUSIONES

Para las condiciones experimentales establecidas en este ensayo, se comprobó que la aplicación de digestatos provenientes de la digestión anaeróbica de la producción de biogás, no inhibe la germinación del cultivo de centeno ni genera efectos fitotóxicos en los primeros estadios fenológicos del cultivo. En aplicaciones como biofertilizante, existe un efecto positivo sobre el rendimiento en materia seca del cultivo de centeno, debido a que proporciona nutrientes escenciales como nitrógeno y fosforo, por lo que esta técnica permitiría reemplazar parte de la fertilización mineral. Si bien no se encontraron cambios significativos en el pH y la CE de 10-20 cm de profundidad, existe la necesidad de monitoreo para que no ocurra alcalinización ni salinización debido a la calidad de los digestatos. Además se deberían monitorear posibles contaminantes, como nitratos, que pueden ser lixiviados provocando efectos ambientales negativos.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Biomass Crop S. A. por la colaboración prestada para llevar adelante la experiencia.

BIBLIOGRAFÍA

- Abubaker, J; K Risberg & M Pell. 2012. Biogas residues as fertilisers–Effects on wheat growth and soil microbial activities. Applied Energy, 99, 126-134.
- Alburquerque, JA; C De la Fuente; M Campoy; L Carrasco; I Nájera; C Baixauli; F Caravaca; A Roldán; J Cegarra & MP Bernal. 2012. Agricultural use of digestate for horticultural crop production and improvement of soil properties. European Journal of Agronomy, 43, 119-128.
- Appels, L; J Lauwers; J Degrève; L Helsen; B Lievens; JVI Willems & R Dewil. 2011. Anaerobic digestion in global bio-energy production: potential and research challenges. Renew. Sustain. Energy Rev. 15, 4295–4301.
- Barbosa, DBP; M Nabel & ND Jablonowski. 2014. Biogas-digestate as nutrient source for biomass production of Sida hermaphrodita, Zea mays L. and Medicago sativa L. Energy procedia, 59, 120-126
- Blake GR & KH Hartge. 1986. Bulck Density, en Methods of soil análisis, Part 1, Physical and mineralogical methods, Agronomy monographs no. 9, second edition, ASA. SSSA., pp 363-375.
- Di Rienzo JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2016. Infostat Versión 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- Debosz, K; SO Petersen; LK Kure & P Ambus. 2002. Evaluating effects of sewage sludge and household compost on soil physical, chemical and microbiological properties. AppliedSoilEcology, 19(3), pp. 237-248.
- Gabriel, D & H Sierra. 2017. Purificación y usos del biogás. Servei de Publicacions de la Universitat Autònoma de Barcelona.
- Gell, K; J Van Groenigen & ML Cayuela. 2011. Residues of bioenergy production chains as soil amendments: immediate and temporal phytotoxicity. Journal of hazardous materials, 186(2-3), 2017-2025.
- Holm-Nielsen, JB; T Al Seadi & P Oleskowicz-Popiel. 2009. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. Bioresource technology, 100(22), 5478-5484.
- Insam, H; M Gómez-Brandón & J Ascher. 2015. Manure-based biogas fermentation residues–Friend or foe of soil fertility?. Soil Biology and Biochemistry, 84, 1-14.
- Keeney, DR & DW Nelsol .1982. Nitrogen, en Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and Microbiological properties. Agronomy monographis Nº 9, Second edition, pp 643- 693 ASA. ASSA.
- MAAySP. Ministerio de Agua, Ambiente y Servicios Públicos. 2017. Boletín oficial de la provincia de Córdoba Nº 81
- Nelson, DW & LE Sommers. 1982. Total carbon, Organic carbon and Organic Matter in A. Klute (ed.) Methods of soil analysis Chemical and Microbiological Properties Part 2. Ed Agron. Monogr. 9. ASA, Madison, WI. pp. 539-577.
- Nkoa, R. 2014. Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: a review. Agronomy for Sustainable Development, 34(2), 473-492.
- Odlare, M; M Pell & K Svensson. 2008. Changes in soil chemical and microbiological properties during 4 years of application of various organic residues. Waste Manag, 28(7), pp. 1246-53
- Page, AL. 1982. Methods of soil analisis Part 1 Number 9. American Society of Agronomy, Inc. Sail Science Society of American, Inc. Segunda edición. Madison, Wisconsis. USA. 1159 p.
- Risberg, K. 2015. Quality and function of anaerobic digestion residues (Vol. 2015, No. 40).
- Riva, C; V Orzi; M Carozzi; M Acutis; G Boccasile; S Lonati; F Tambone; G D'Imporzano &F Adani. 2016. Short-term experiments in using digestate products as substitutes for mineral (N) fertilizer: Agronomic performance, odours, and ammonia emission impacts. Science of The Total Environment, 547, 206-214.
- Sigurnjak, I; C Vaneeckhaute; E Michels; B Ryckaert; G Ghekiere; FMG Tack & E Meers. 2017. Fertilizer performance of liquid fraction of digestate as synthetic nitrogen substitute in silage maize cultivation for three consecutive years. Science of The Total Environment, 599, 1885-1894.
- Schröder, JJ; W De Visser; FBT Assinck & GL Velthof. 2013. Effects of short-term nitrogen supply from livestock manures and cover crops on silage maize production and nitrate leaching. Soil Use Manag. 29:151–160. http://dx.doi.org/10.1111/sum.12027.
- Svensson, K; M Odlare & M Pell. 2004. The fertilizing effect of compost and biogas residues from source separated household waste. Journal of Agricultural Science 142 (4), 461–467.
- Walsh, JJ; DL Jones; G Edwards Jones & AP Williams. 2012. Replacing inorganic fertilizer with anaerobic digestate may maintain agricultural productivity at less environmental cost. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 175(6), 840-845.

C3P24. NUTRICIÓN VEGETAL Y SIMBIOSIS MICORRÍCICA ARBUSCULAR EN ESPECIES FORRAJERAS ANTE EL AUMENTO DEL FÓSFORO EDÁFICO

Chippano, Tomás[1]; Fernández López, Carolina[2]; Cofré, Noelia[3]; Mendoza, Rodolfo[1] y García, Ileana[1]

[1]Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia – CONICET. (CP: C1405DJR). [(2)] EEA INTA Corrientes.
[3]Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal - CCT-CONICET – Córdoba. tomas_chippa@hotmail.com

RESUMEN

En suelos deficientes en fósforo (P), la fertilización fosforada aumenta la producción de biomasa vegetal, mejora la nutrición, y conduce a cambios en las relaciones simbióticas con microorganismos del suelo como los hongos micorrícicos arbusculares. El objetivo fue evaluar el efecto del agregado de P sobre la nutrición fosforada de especies forrajeras con diferente metabolismo carbonado y la simbiosis con hongos micorrícicos arbusculares en un suelo deficiente en P. Se cultivaron puras *Lotus tenuis* (C4), *Panicum coloratum* (C4) y *Festuca arundinacea* (C3) en un *Natracuoll típico* (P=5,68 mg kg^{-1}) en invernáculo, fertilizado con KH_2PO_4, desde 0 hasta 160 mg kg^{-1}. Cuarenta y cinco días después de la siembra se determinó: biomasa seca, concentración de P en tejido vegetal y suelo, colonización micorrícica arbuscular (MA), y se calculó la absorción específica y la partición de P hacia la raíz. Las variables fueron descriptas a través de ecuaciones polinómicas y se ajustó una curva para cada especie. La concentración de P en tejido y suelo, y la absorción específica de P aumentaron ante el incremento del P aplicado, y la partición de P hacia raíz fue en *L. tenuis>F. arundinacea>P. coloratum.* Las gramíneas presentan un sistema radical en caballera que les permite maximizar el volumen de suelo explorado, por lo tanto alcanzaron la máxima absorción específica a 28 mg kg^{-1}y la leguminosa a 60 mg kg^{-1} disponible, y luego se mantuvieron constantes ante el incremento del P disponible. La colonización MA disminuyó ante el incremento de la concentración de P en suelo y tejido. Ante 15-25 mg kg^{-1} aplicado (8-12 mg kg^{-1} disponible), la colonización MA disminuyó un 70% en las gramíneas, pero en la leguminosa aumentó 15% y luego disminuyó comparado con el tratamiento sin fertilizar, debido a que presenta un sistema radical de menor exploración, mayor afinidad por la colonización MA ante deficiencia de P, y mayores requerimientos de P en comparación con las gramíneas. Las raíces de las gramíneas no mostraron diferencias en el porcentaje de colonización. Bibliografía previa reporta que las gramíneas C4 son más afines a la colonización MA que las C3. Las mencionadas diferencias podrían ser observadas en estadíos más avanzados de crecimiento. Las gramíneas fueron más eficientes en la absorción de P y presentaron requerimientos de P menores que la leguminosa, pero la colonización MA disminuyó marcadamente ante el agregado de fertilizante fosforado. *Lotus tenuis* presentó niveles de colonización MA elevados y siempre mayores a los registrados en las raíces de las gramíneas independientemente de la disponibilidad de P en el suelo, se plantea entonces que podría ser empleada como una especie capaz de actuar como reservorio de la comunidad MA nativa ante fertilización fosforada. A partir de los resultados obtenidos deberán realizarse estudios futuros para dilucidar si el principal factor que disminuye la colonización MA en especies forrajeras crecidas ante fertilización fosforada es el P edáfico, la concentración de P en tejido o bien, una combinación de factores, y establecer dosis de P que permitan una producción de biomasa óptima con el concomitante cuidado de las comunidades microbianas.

Palabras claves: Nutrición fosforada, simbiosis micorrícica arbuscular, especies forrajeras

C3P25. EVALUACIÓN DE FERTILIZANTES NITROGENADOS EN LIMONERO (*Citrus limón*) EN TUCUMÁN

Correa, R.; Sosa, F.; Romero, J.; Navarro Di Marco, J.; Sanzano, A. y Rojas Quinteros, H.
Sección Suelos y Nutrición Vegetal. EEAOC. William Cross 3150. Las Talitas. Tucumán. Argentina. CP T4101XAC.
rcorrea@eeaoc.org.ar

RESUMEN

La actividad citrícola Tucumana se ha especializado en el cultivo del limonero (*Citrus limón*). La obtención de altos rendimientos se encuentra estrechamente relacionada a la fertilización nitrogenada. Los aportes de nitrógeno (N) se incrementan con la edad de la planta, estabilizándose entre los 10 y 12 años. La fertilización tradicional se realiza con urea (UR). Esta fuente posee pérdidas de N como amoníaco gaseoso que difunde a la atmosfera reduciendo su eficiencia agronómica. Por otro lado, el uso continuo de UR ha provocado, en ciertas situaciones, un proceso de acidificación edáfica. Estos hechos han motivado un cambio en el uso de fuentes nitrogenadas que no posee suficiente respaldo de conocimiento local.

El propósito de este trabajo fue cuantificar la respuesta productiva del cultivo de limonero Lisboa injertado sobre Flying Dragon frente a tres fuentes nitrogenadas y sus correspondientes pérdidas de N por volatilización. Se ensayaron tres fuentes: UR, solución urea-nitrato de amonio (UAN) y nitrato de amonio calcáreo (CAN), a una dosis de 330 kg N ha^{-1}. Se incluyó un testigo sin fertilizar. Se usó un diseño en bloques totalmente aleatorizados con cuatro repeticiones en una plantación adulta. Se realizaron controles de cosecha para cuantificar la respuesta productiva. Las pérdidas de N fueron capturadas en cámaras ubicadas en cada parcela en tres repeticiones. Se registró la temperatura edáfica y se midió el contenido hídrico del suelo.

Los resultados de tres campañas mostraron un rendimiento acumulado de 181,8; 168,7; 143,3 y 130,5 t ha^{-1} para UR, CAN, UAN y T respectivamente; no se encontraron diferencias significativas entre UR y CAN y entre CAN y UAN. UR presentó las mayores pérdidas de N relativas promedio en el período estudiado (34%); mientras que UAN tuvo 17,1% y CAN 1,4 %. Esta última fuente no se diferenció significativamente del testigo.

Palabras clave: Fertilización, urea, volatilización.

INTRODUCCIÓN

El cultivo de cítricos y el del limonero en particular (*Citrus limón*) presenta una alta dependencia de la fertilización nitrogenada para alcanzar altos rendimientos (Cantarella *et al*., 2003; Hernández y Figueroa, 2005). La recomendación de fertilización se basa en la utilización de dosis óptimas de nitrógeno (N) que se encuentran en 80 gr N árbol $año^{-1}$, estabilizándose dicha dosis a los 10 años (Aso *et al.*, 1980, 1983) para portainjertos convencionales y de 50 gr N árbol $año^{-1}$ para los semi-enanizantes (Hernández *et al*., 2010). El estado nutricional de las plantas debe monitorearse con el empleo de análisis foliares que permitirán realizar correcciones a los aportes de N (Aso y Casanova, 1982).

El fertilizante nitrogenado más utilizado debido al costo por unidad de N es la urea (UR). Este presenta altas tasas de pérdidas de N por volatilización de amoníaco (NH_3), que reduce su eficiencia y lo transforma en una fuente de polución atmosférica (Terman, 1979; García, 1996). Pan *et al.* (2016) estiman pérdidas promedio del 17,6% de N aplicado para Latinoamérica mediante este proceso. Las pérdidas de N dependerán de la concentración del fertilizante, contenido hídrico y temperatura del suelo, presencia de residuos vegetales, etc. (Videla, 1994; Sommer *et al*., 2004).

Las características propias del cultivo como ser dispersión superficial del fertilizante en bandas, presencia de cobertura de residuos vegetales, no incorporación del fertilizante en el suelo, sombreado, etc., contribuyen a la formación de un microclima que pueden conducir a aumentos en las magnitudes de dichas pérdidas (Sommer *et al*., 2004)

Figueroa *et al*. (2003) estudiaron que en zonas con regímenes climáticos favorables al proceso de lavado de bases del perfil de suelo, el uso de UR ha conducido a un proceso de acidificación del suelo. Estos autores recomiendan el empleo de otras fuentes nitrogenadas en estos casos.

Estas características de UR han alentado al empleo por parte de los productores de distintas fuentes nitrogenadas que poseen N también en forma de nitrato (NO_3^-) y amonio (NH_4^+) en distintas relaciones. No se dispone de suficiente conocimiento local acerca de las pérdidas de N que estas poseen y del comportamiento productivo en el cultivo.

El objetivo del presente trabajo fue caracterizar el comportamiento productivo de tres fuentes nitrogenadas en el cultivo de limonero Lisboa, las pérdidas de N por volatilización y su relación con las condiciones ambientales.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se llevó a cabo en un lote comercial ubicado en la localidad de San Andrés, en la llanura chaco pampeana húmeda sub-húmeda de la provincia de Tucumán, Argentina (Zucardi y Fadda, 1985). Se trabajó sobre una plantación de limonero Lisboa frost injertado sobre un portainjerto semi-enanizante *Poncirus trifoliata* var. monstrosa (Flying Dragon), de 12 años de edad, plantado en marco compacto de 5,5 m entre líneas y 2,75 m entre plantas. El lote se encuentra sobre un suelo Hapludol Fluvéntico (Tabla 1) y dispone de riego por goteo con un lateral por fila con emisores distanciados a un metro y caudal por emisor de 4 L h^{-1}.

Los tratamientos ensayados fueron: testigo sin fertilizar (T), urea (46% N) (UR), solución urea-nitrato de amonio (33% N) (UAN) y nitrato de amonio calcáreo (27% N) (CAN). La unidad experimental estuvo constituida por 10 plantas contiguas en una misma fila. Estas parcelas se dispusieron en un diseño en bloques totalmente aleatorizados con cuatro repeticiones.

El ensayo se inició en el año 2013. La dosis de N utilizada fue de 330 kg N ha^{-1} (0,5 kg N $planta^{-1}$). La aplicación se realizó en octubre en los años 2013 y 2014, diciembre en 2015 y junio en 2016. La dispersión fue al voleo para los fertilizantes sólidos y chorreado para el fertilizante líquido, ambos en la franja delimitada por el vuelo de la copa de tres metros de ancho (Aso, 1980).

Los parámetros evaluados fueron: Rendimiento cultural (t ha^{-1}), N volatilizado (kg N ha^{-1}), temperatura del suelo (ºC) a 0,05 m y humedad del suelo gravimétrica (% gr) a una profundidad de 0-0,2 m.

Las pérdidas de N volatilizado fueron medidas en tres repeticiones a partir del momento de la fertilización de los años 2014, 2015 y 2016. Se utilizó un sistema de absorción semi-abierto estático, adaptado del propuesto por Nommik (1973). El amoníaco volatilizado es atrapado por medio de cámaras de captación compuestas por un cilindro de policloruro de vinilo (PVC) enterrado 0,05 m para aislar el área de suelo a monitorear; la retención del NH_3 se realiza con un disco de espuma de poliuretano embebido con solución de ácido sulfúrico 1N, que capta y estabiliza el NH_3 emitido; un segundo disco embebido se coloca por encima del primero con la finalidad de capturar el NH_3 proveniente del exterior de la cámara y evitar así la contaminación del inferior. Dichos discos se reemplazan al momento de la lectura: el disco inferior se transporta en envase hermético al laboratorio, donde se lava con agua destilada y, a partir de una alícuota, se determina la concentración de N mediante destilación por arrastre de vapor, titulación y cálculo de concentración. Se colocó una cámara por parcela y los discos fueron cambiados al primer, segundo, cuarto, séptimo, undécimo y décimo octavo día después de la aplicación (Dda) del fertilizante nitrogenado, determinando una frecuencia diaria hasta el día dos; y de dos, tres, cuatro y cinco días respectivamente para las mediciones restantes.

El registro de temperatura del suelo se realizó con un sensor enterrado a 0,05 m y a una distancia de 0,1 m de las cámaras. El contenido hídrico del suelo se obtuvo mediante determinaciones gravimétricas realizadas al momento de cambio de disco en la zona adyacente a la cámara.

Se realizaron determinaciones de rendimiento de fruta fresca mediante controles de cosecha de los cortes de invierno.

Con los datos de pérdida de N por volatilización (kg N ha^{-1}) y rendimiento de fruta fresca (t ha^{-1}) se realizaron análisis de la varianza y comparación de medias con el test de Fisher ($p<0,05$), mediante el uso del software INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2009).

Tabla 1. Características edáficas. San Andrés, Cruz Alta. Tucumán.

Profundidad (cm)	pH (agua 1:2,5)	Salinidad dS/m (C.E. 25º en extracto de suelo)	Carbonatos $CaCO_3$ % (gasometría)	Textura estimada (capilaridad)	Materia organica % (Walkley-Black)
0-30	6,8	1,9	---	Franco	2,8
30-60	6,9	1,7	---	Franco	

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las emisiones de N para los tratamientos UR, UAN y CAN fueron 92,6; 55,8 y 3,9 Kg N ha^{-1} en el año 2014; 139,4; 72,5 y 8,2 Kg N ha^{-1} para el año 2015 y en el año 2016 de 110,9; 47,2 y 6,7 Kg N ha^{-1} para cada tratamiento respectivamente al finalizar el período evaluado.

Las pérdidas porcentuales entre los tratamientos en las distintas campañas se detallan en la fig. 1. En el año 2014 no se registraron diferencias significativas (Test de Fisher $p<0,05$) entre UR y UAN. En los años 2015 y 2016 los tratamientos mostraron pérdidas de N significativamente diferentes entre sí (Fig. 1).

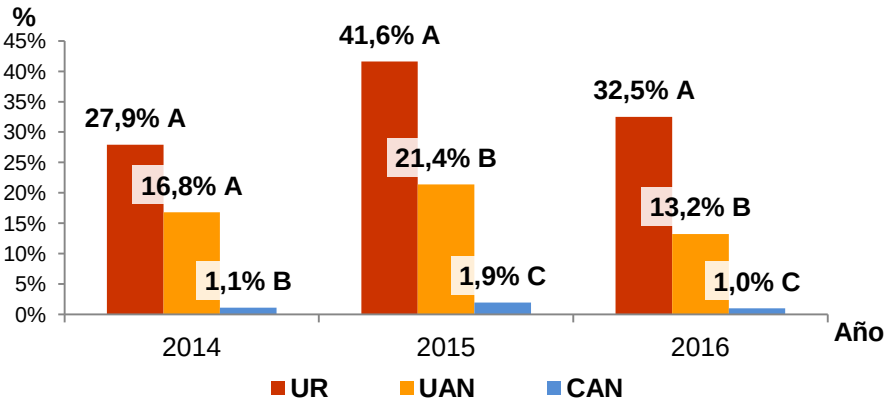


Figura 1: Pérdidas porcentuales de N a finalizar el período de evaluación para las campañas 2014, 2015 y 2016. Letras distintas en un mismo año indican diferencias significativas entre tratamientos (p<0,05). San Andrés. Cruz Alta. Tucumán.

Los promedios de pérdidas de N para las tres campañas fueron de 34 ±7; 17,1 ±4,1 y 1,4 % ±0,5 para UR, UAN y CAN respectivamente.

Los valores de pérdidas de N en UR son mayores a los encontrados por Correa *et al.* (2016) en limonero y similares a los estudiados por Cantarella *et al.* (2003) en naranja, donde obtuvo un promedio de 31% con variaciones de 17 a 44% dependiendo del contenido hídrico del suelo. Mattos *et al.* (2003a) también en naranja registró pérdidas de 33%. Freney *et al.* (1992) encontró pérdidas de 35% en promedio para dispersiones de UR sobre maloja de caña de azúcar.

UAN redujo las emisiones de NH_3 un 49,3% respecto a UR. Grant *et al.* (1996) y Correa *et al.* (2016) señalan reducciones para esta fuente respecto a UR de 56% y 64% respectivamente. CAN posee las menores magnitudes de pérdidas de N, esto coincide con lo encontrado por otros autores que obtuvieron pérdidas insignificantes (Velthof *et al.*, 1990; Sommer & Jensen, 1994; Ferraris *et al.*, 2014). CAN aporta al suelo un catión y un anión (Ca^{2+} y NO_3^-) altamente solubles que contribuyen a bajar el pH en la zona cercana al fertilizante y de esta manera reduce las emisiones de NH_3 por volatilización (Sommer *et al.*, 2004).

Las mayores pérdidas se observaron en el año 2015, pese a ello, en un análisis de la varianza para cada tratamiento de forma interanual (Fisher p<0,05) no se registraron diferencias significativas.

La variación interanual observada para los distintos tratamientos se podría explicar por las condiciones de humedad y temperatura de suelo registradas durante las experiencias (Fig. 2 y Fig. 3). En el año 2014 se registró el menor contenido hídrico del suelo promedio (13,3%) y una temperatura de suelo media de 20ºC. Este bajo contenido hídrico podría haber limitado el proceso de hidrólisis de la urea afectando la volatilización de los tratamientos UR y UAN. Freney *et al.* (1992) determinaron que las pérdidas de N son limitadas por el contenido de agua en los residuos vegetales sobre los que son dispersados los fertilizantes; este, a su vez, depende del contenido hídrico en el suelo y su evaporación. Otros autores (Milchunas *et al.*, 1988; Velthof *et al.*, 1990; Yan *et al.*, 2016) estudiaron que el contenido hídrico del suelo posee un efecto más determinante en las emisiones que la temperatura.

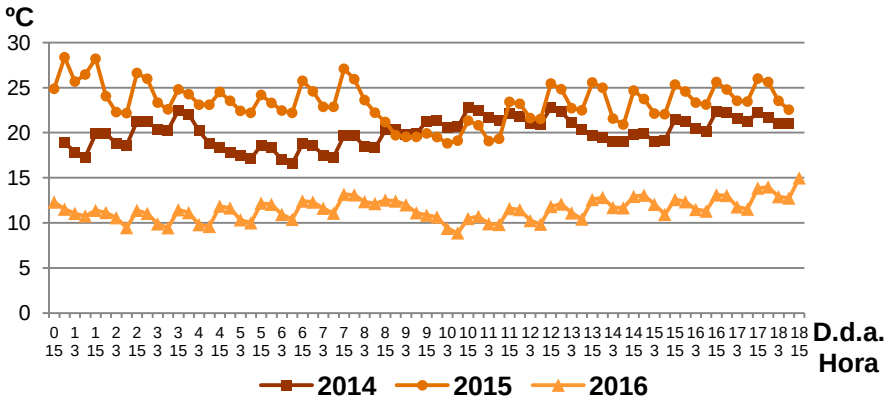


Figura 2. Evolución de la temperatura de suelo (ºC) en el período de evaluación para las campañas 2014, 2015 y 2016. San Andrés. Cruz Alta. Tucumán.

En los años 2015 y 2016 la humedad edáfica promedio fue de 23,3 y 25,2% respectivamente, mientras que la temperatura promedio fue de 23,1 y 11,3ºC en el mismo orden. Esta diferencia de temperatura podría explicar las menores magnitudes de pérdidas de N encontradas para todos los tratamientos en el año 2016 (Mira *et al.*, 2017).

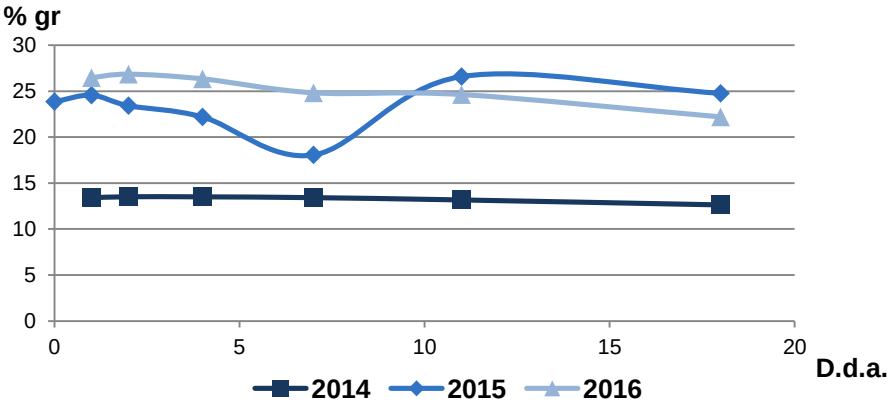


Figura 3. Evolución del contenido hídrico de suelo (% gr suelo) en el período de evaluación para las campañas 2014, 2015 y 2016. San Andrés. Cruz Alta. Tucumán.

El rendimiento cultural de fruta fresca (t ha^{-1}) se muestra en la Tabla 2. La cosecha 2014 fue fuertemente condicionada por una helada ocurrida en la primavera de 2013, no registró magnitudes de consideración y no fue tomada en cuenta para el presente análisis. La cosecha 2015 no exhibió diferencias significativas entre T, UR y CAN (Tabla 2); esto podría deberse a la permanencia del efecto de la helada antes referida (Zekri *et al.*, 2016) y a fertilizaciones anteriores al establecimiento del ensayo y su efecto en el contenido de N (Cantarella *et al.*, 2003). En la cosecha 2016 UR y CAN tuvieron un comportamiento significativamente diferencial de UAN y este a su vez lo tuvo de T. La cosecha 2017 mostró los mayores rendimientos con un promedio de 65,83 Tn ha^{-1} en los tratamientos fertilizados; no hubo diferencias entre UR, CAN y UAN; estos últimos dos no se diferenciaron de T, esto podría deberse a la ocurrencia de altas tasas de mineralización de N del suelo (Aso *et al.*, 1980; Hernández *et al.*, 2010). El rendimiento acumulado de las tres cosechas no registró diferencias significativas entre UR y CAN, como así tampoco entre CAN y UAN.

Tabla 2. Rendimiento de fruta fresca (t ha^{-1}). Letras distintas en una misma columna indican diferencias significativas entre tratamientos ($p<0,05$). San Andrés, Cruz Alta. Tucumán.

	Cosechas			
Tratamiento	**2015**	**2016**	**2017**	**Acumulado**
UR	50,42 A	59,83 A	71,58 A	181,83 A
CAN	43,79 AB	59,90 A	65,07 AB	168,75 AB
UAN	36,52 B	45,90 B	60,85 AB	143,27 B
T	47,64 A	29,33 C	53,50 B	130,47 C

Experiencias locales no evidenciaron un comportamiento productivo diferencial entre UR y CAN en limonero (Figueroa *et al.*, 2016). Cantarella *et al.* (2003) y Mattos *et al.* (2003b) en naranja no encontraron diferencias significativas en producción al comparar UR y nitrato de NH_4^+como fuentes nitrogenadas.

UR mostró altas pérdidas de N ocurridas por volatilización de NH_3 respecto a CAN, pero su comportamiento productivo no se vio influenciado por ello. Esta característica podría deberse a una selectividad diferencial en la absorción de N. El NH_4^+ posee un balance energético más favorable que el NO_3^- para la síntesis de proteína, esta condición dependerá de la interacción de varios factores: concentración y relación entre ambas formas, características de suelo, especie, etc. (Etcheverria y Sainz Rosas, 2005; Quiñones *et al.*, 2012). Las especies cítricas poseen la capacidad de asimilar el NH_4^+ a aminoácido en raíz, por lo que podrían evitar los efectos tóxicos de su presencia en hoja (Hernández y Figueroa, 2005). Serna *et al.* (1992) estudió que los cítricos tienen una mayor tasa de absorción de NH_4^+ respecto a NO_3^- limitando además dicho fenómeno el ingreso de este último. El mencionado autor obtuvo mayor número de frutas por árbol suministrando N como NH_4^+ respecto a la nutrición nítrica y sus combinaciones. En oposición a esto, Mattos *et al.* (2003b) adjudican a las pérdidas de N por volatilización una menor recuperación de N marcado, hallada en plantas fertilizadas con UR respecto a fertilizadas con nitrato de NH_4^+.

El N nítrico se encuentra expuesto a lixiviación reduciendo potencialmente su absorción por la planta. Cantarella *et al.* (2003) encontraron mayores cantidades de N en profundidad en plantas fertilizadas con nitrato de NH_4^+ respecto a las fertilizadas con UR. Paramasivan *et al.* (2001), utilizando nitrato de NH_4^+, estudiaron que hasta 12% del N aplicado puede moverse fuera del área radicular por este mecanismo en suelos arenosos.

Las plantas pueden captar NH_3 atmosférico vía estomática en condiciones de alta concentración atmosférica y bajo contenido en las mismas; esta captación es favorecida por el microclima creado por la planta (Sharper y Harper, 1995; Sommer *et al.*, 2004). Boaretto *et al.* (2013) encontraron absorción en árboles cítricos de NH_3 atmosférico proveniente de aplicaciones de UR con altas tasas de volatilización. Esta absorción tuvo una baja proporción (5%), concluyendo que este mecanismo es muy limitado.

CONCLUSIONES

La fuente nitrogenada que mayores pérdidas de N por volatilización registró fue UR; CAN posee pérdidas poco significativas y UAN tiene un comportamiento intermedio al respecto.

El proceso de volatilización de NH_3 se encuentra fuertemente influenciado por las condiciones ambientales, siendo la humedad de suelo el factor medido que mayor predominio exhibió.

Las altas pérdidas de N registradas en UR no influyeron su comportamiento productivo respecto a las otras fuentes ensayadas, sugiriendo la existencia de mecanismos que aumentan la eficiencia fisiológica del NH_4^+ en la planta.

Los resultados fueron obtenidos con dosis de N para la combinación portainjerto/copa y edad de las plantas en función de la obtención de máximos rendimientos. Es posible que menores dosis de N muestren un comportamiento productivo diferencial entre fuentes nitrogenadas.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue realizado con financiamiento de la empresa Bunge S.A.

BIBLIOGRAFÍA

- Aso, P. J. 1980. Citrus: La fertilización con Nitrógeno en limoneros. Avance Agroind. 2: 23
- Aso, P.J. y Casanova, M.R. 1982. Citrus: Análisis foliar para el control de la fertilización. Avance agroindustrial 2 (8): 21-22
- Aso, P. J.; N. Dantur y M. Casanova. 1983. Efectos de la dosis de aplicación de nitrógeno sobre el rendimiento, calidad de fruta y nitrogeno foliar en limoneros. Rev. Ind. y Agric. de Tucumán 60 (2): 63-67.
- Boaretto, R. M.; D. Mattos Jr.; J. A. Quaggio; H. Cantarella & P. C. O. Trivelin. 2013. Absorption of $^{15}NH3$ volatilized from urea by Citrus trees. Plant Soil 365: 283–290.
- Cantarella, H.; D. Mattos Jr.; J. A. Quaggio & A. T. Rigolin. 2003. Fruit yield of Valencia sweet orange fertilized with different N sources and the loss of applied N. Nutrient Cycling in Agroecosystems 67: 215–223.
- Correa, R.; F. Sosa; J. Romero; A. Sanzano y H. Rojas Quinteros. 2016. Pérdidas de nitrógeno por volatilización en distintas fuentes nitrogenadas en limonero (*Citrus limón*) en Tucumán. Actas XXV Congr. Arg. de la Ci. del Suelo. https://www.unrc.edu.ar/unrc/comunicacion/editorial/repositorio/ 978- 987-688-173-9. pdf. 02/03/2018.
- Di Rienzo, J. A.; F. Casanoves; M. G. Balzarini; L. Gonzalez; M. Tablada & C. W. Robledo. 2009. InfoStat versión 2009. Grupo InfoStat. FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Echeverria, H.E. y H.R. Sáinz Rozas. 2005. Nitrógeno. En: H. E. Echeverría y F. O. Garcia (eds.). Fertilidad de suelos y fertilización de los cultivos. Ediciones INTA, pp. 69-97.
- Ferraris, G. N.; G. Elías & M. L. Galetto. 2014. Pérdidas de nitrógeno por volatilización en maíces tardíos en Pergamino. Efectos de fuente y dosis. Congr. Nac. de Maíz. 2014. Rosario, Argentina.
- Figueroa, L.R.; C.F. Hernández y M. Morandini. 2003. Acidificación de suelos causada por aplicaciones de urea en quinta de limoneros. Parte II. Rev. Ind. y Agríc. de Tucumán 80 (1-2): 25-31.
- Figueroa, D.; G. de Athayde Moncorvo; S. Eleas; M. Morandini; R. Correa & H. Salas. 2016 Experience of nutrition of citrus under conditions of dry land in Tucumán, Argentina. Abstract book, ICC 2016: 163-164.
- Freney, J.R.; O.T Denmead, A.W. Wood; P.G. Saffigna; L.S. Chapman; G.J. Ham; A.P. Hurney; & R.L. Stewart. 1992. Factors controlling ammonia loss from trash covered sugarcane fields fertilized with urea. Fertilizer Research, 31(3): 341-349.
- García, F. O. 1996. El ciclo del nitrógeno en ecosistemas agrícolas. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, INTA, Centro Regional Buenos Aires Sur, Est. Ex. Agr. Balcarce.
- Grant, C. A., K. R. Brown, L. D. Bailey, & S. Jia. 1996. Volatile losses of NH3 from surface-applied urea and urea ammonium nitrate with and without the urease inhibitors NBPT or ammonium thiosulphate. Can. J. Soil Sci. 76, no. 3: 417-419.

- Hernández, C.F. y R. L. Figueroa. 2005. Citrus. En H.E. Echeverría y F.O. García (eds.). Fertilidad de suelos y fertilización de los cultivos. Ediciones INTA, pp. 425-444.
- Hernández, C.F.; F. Sosa, C. Sotomayor, J. I. Romero, G. A. Sanzano, H. Salas, M. Morandini y H. Rojas Quinteros. 2010. Fertilización nitrogenada en limonero Lisboa Limoneira 8A sobre Flying Dragon (Hiryo) en la provincia de Tucumán. Actas del VI Congreso argentino de citricultura – Tucumán: 77-78
- Mattos Jr, D. (a); A. K. Alva; S. Paramasivam; & D. A. Graetz. 2003. Nitrogen volatilization and mineralization in a sandy Entisol of Florida under citrus. Soil sci. and plant analysis, 34(13-14), 1803-1824.
- Mattos Jr, D. (b); D.A. Graetz & A.K. Alva. 2003. Biomass distribution and nitrogen-15 partitioning in citrus trees on a sandy entisol. Soil Science Society of America Journal 67, no. 2: 555-563.
- Milchunas, D. G.; W.J. Parton; D.S. Bigelow & D.S. Schimel. 1988. Factors influencing ammonia volatilization from urea in soils of the shortgrass steppe. Journal of Atmospheric Chemistry, 6(4), 323-340.
- Nommik, H. 1973. The effect of pellet size on the ammonia loss from urea applied to forest soil. Plant Soil. 39: 309-318.
- Mira, A. B.; H. Cantarella; G. J. M. Souza-Netto; L. A. Moreira; M. Y. Kamogawa, & R. Otto. 2017. Optimizing urease inhibitor usage to reduce ammonia emission following urea application over crop residues. Agriculture, Ecosystems & Environment 248: 105-112.
- Pan, B., Lam, S. K., Mosier, A., Luo, Y., & Chen, D. 2016. Ammonia volatilization from synthetic fertilizers and its mitigation strategies: a global synthesis. Agriculture, Ecosystems & Environment. 232: 283-289.
- Paramasivam, S.; Alva, A. K.; Fares, A. & K. S. Sajwan. 2001. Estimation of Nitrate Leaching in an Entisol under Optimum Citrus Production. Soil Sci. Soc. Am. J. 65:914–92.
- Quiñones, A.; B. Martínez-Alcántara; E. Primo-Millo & F. Legaz. 2012. Fertigation: Concept and Application in Citrus. In Srivastava, A.K. Advances in Citrus Nutrition. 281-301 Springer Science+Business Media. 475 Pp.
- Serna, M. D.; R. Borras; F. Legaz, & E. Primo-Millo. 1992. The influence of nitrogen concentration and ammonium/nitrate ratio on N-uptake, mineral composition and yield of citrus. Plant and Soil 147, no.1: 13-23.
- Sharpe, R.R. & L.A. Harper. 1995. Soil, plant and atmospheric conditions as they relate to ammonia volatilization. Fertilizer Research 42: 149-158.
- Sommer, S.G. & C. Jensen. 1994. Ammonia volatilization from urea and ammoniacal fertilizers surface applied to winter wheat and grassland. Fertilizer Research 37: 85-92
- Sommer, S.G.; J.K. Schjoerring & O.T. Denmead. 2004. Ammonia emission from mineral fertilizers and fertilized crops. Advances in agronomy, 82 (5577622), pp.82008-4.
- Terman, G.L. 1979. Volatilization losses of nitrogen as ammonia from surface-applied fertilizers, organic amendments, and crop residues. Advances in agronomy. Vol. 31. Academic Press, 1980. 189-223.
- Velthtof, G. L.; O. Oenema; J. Postmus; W. H. Prins. 1990. In situ field measurements of ammonia volatilization from urea and calcium ammonium nitrate applied to grassland. Meststoffen (1/2): 41-45.
- Videla C. 1995. La volatilización de amoníaco: una vía de pérdida de nitrógeno en sistemas agropecuarios. Boletín Técnico 131. EEA INTA Balcarce.
- Yan, L.; Z. Zhang; Y. Chen; Q. Gao; W. Lu; and A.M. Abdelrahman. 2016. Effect of water and temperature on ammonia volatilization of maize straw returning. Toxicological & Environmental Chemistry 98, no. 5-6: 638-647.
- Zekri, M.; C. Oswalt; S. Futch; G. England; C. McAvoy; L. Hurner; & P. Platts. 2016. Freeze Damage Symptoms and Recovery for Citrus. UF/IFAS. http://edis.ifas.ufl.edu. 02/06/2017.
- Zucardi, R. y G. Fadda. 1985. Bosquejo agroecológico de la provincia de Tucumán. Miscelánea 86 - UNT. Facultad de Agronomía y Zootecnia.

C3P26. DIAGNÓSTICO DE FERTILIDAD EN SUELOS BAJO PRODUCCIÓN ORGÁNICA EXTENSIVA: UN CASO DE ESTUDIO

De Siervi, Marcelo; Grandoli, Ivan y Tolaba Tugues, Maria Ayelen

Cátedra de Química Analítica - Departamento de Recursos Naturales y Medio Ambiente – FAUBA – Av. San Martín 4453 - C1417DSE - Buenos Aires – Argentina - desiervi@agro.uba.ar

RESUMEN

La producción orgánica se basa en la aplicación de un conjunto de técnicas tendientes a mantener o aumentar la fertilidad del suelo y la diversidad biológica, y que permitan proteger a los cultivos y animales de plagas, malezas y enfermedades bajo un nivel tal que no provoquen daños económicos, sin aplicar ningún tipo de insumo de origen sintético. El diagnóstico de la fertilidad de los suelos de sistemas orgánicos mixtos (agricolo-ganaderos) de producción extensiva en la llanura Chaco-Pampeana resulta un item ineludible para garantizar la sustentabilidad de estos sistemas de producción ya que el recurso suelo representa un pilar sobre el que debe basarse la productividad, y por lo tanto significa para estos sistemas un capital fundamental. El objetivo de este trabajo fue caracterizar algunos indicadores de calidad de suelo en lotes donde se lleva a cabo agricultura y ganadería orgánica desde hace más de veinte años para evaluar el impacto de las prácticas de manejo utilizadas en ese período. El muestreo se realizó en lotes de un establecimiento ubicado en Arias, Pcia.de Córdoba. El muestreo se realizó lotes seleccionados según su posición en la secuencia de rotación agrícolo-ganadera y en dos clausuras que representaban a los dos tipos de suelos presentes en los lotes, que sirvieron de testigos de una situación considerada pristina, sin ningún tipo de utilización productiva en los últimos 50 años. Se procedió a tomar muestras compuestas superficiales para realizar su caracterización físicoquimica. Los resultados obtenidos demostraron que en el caso de la Materia Orgánica edáfica, una de las clausuras poseía un nivel significativamente superior al de los lotes muestreados, mientras que la otra no presentaba diferencia. La misma tendencia se observa para el parámetro Nitrógeno Kjeldahl. Sin embargo, los niveles de P Bray de los lotes en producción son significativamente menores a los niveles de las clausuras, lo que denotaría un claro proceso de extracción de este nutriente durante décadas de explotación agrícola sin reponer los nutrientes extraidos por las cosechas, ya que la normativa orgánica vigente prohibe la utilización de productos de síntesis (léase fertilizantes inorgánicos) para mantener los niveles de fertilidad. Podría concluirse que en sistemas de producción orgánica extensiva agrícolo-ganadera se hace imprescindible encontrar las estrategias adecuadas para el mantenimiento de los niveles de P disponible para los cultivos en orden de garantizar la sustentabilidad de los mismos, ya que el ciclo de este elemento no incluye una fase gaseosa como en el caso del Nitrógeno.

Palabras Claves: Suelo, Producción orgánica extensiva, nutrientes.

C3P27.CAMBIOS EN UN ARGIUDOL AL IMPLEMENTAR SISTEMAS AGRICOLAS INTENSIFICADOS

[1]Díaz-Zorita, Martín; [2]Poggio, Santiago L. y [1]Peper, Alberto M.

[1]Desarrollo de Tecnologías en Monsanto, Parque Industrial Pilar Calle 10 753, CP (1629)-Pilar, Buenos Aires, Argentina., martin.diaz.zorita@monsanto.com , [2]IFEVA, Universidad de Buenos Aires, CONICET, Facultad de Agronomía, Cátedra de Producción Vegetal, spoggio@agro.uba.ar

RESUMEN

Establecer sistemas sustentables de producción de cultivos requiere intensificar tanto su manejo como el uso de la tierra, reduciendo los impactos ambientales y los riesgos económicos. En la región pampeana, aunque abundan estudios de respuestas anuales a la intensificación de cultivos individuales, los de efectos de secuencias integradas sobre la fertilidad de los suelos son escasos. Nuestro objetivo fue cuantificar cambios en un Argiudol típico durante los primeros años de instalación de sistemas agrícolas de secano con diferentes niveles de intensificación. El estudio se desarrolló en Pergamino (Bs.As.) sobre tres secuencias agrícolas de secano (soja, soja-maíz y maíz-soja-trigo/soja) en combinación con dos sistemas de manejo anual con y sin la inclusión de cultivos de cobertura invernal. Los sistemas de manejo anual fueron (i) las prácticas del agricultor promedio de la región y (ii) el manejo intensificado sustentable, que integra genotipos y estructuras de cultivos adaptadas a las condiciones ambientales, estrategias de fertilización de la rotación y de manejo de factores reductores del rendimiento. Al iniciar y luego del tercer año de instalados se tomaron muestras compuestas de los suelos para evaluar los contenidos de materia orgánica, pH y niveles extractables de fósforo, cationes, nitratos y sulfatos. Resultados de otras evaluaciones mostraron diferentes niveles de aportes de biomasa de los cultivos y de extracción tanto de granos como de nutrientes entre los tratamientos de intensificación estudiados. Los contenidos de materia orgánica y niveles de nitratos no variaron durante la etapa evaluada. En cambio, los niveles extractables de sulfatos, fósforo, de calcio y de potasio y los valores de pH disminuyeron en todos los tratamientos, aún al incrementar la aplicación de nutrientes en el sistema intensificado. Para aplicar esta estrategia en sistemas agrícolas pampeanos se requiere considerar integralmente la nutrición para promover condiciones favorables de producción anticipando potenciales limitaciones al normal crecimiento de los cultivos.

Palabras claves: Rotaciones con cultivos de cobertura, producción en secano, fertilización

INTRODUCCIÓN

Diseñar sistemas sustentables para la producción de cultivos de altos rendimientos requiere de la intensificación en el uso de la tierra reduciendo, simultáneamente, impactos tanto sobre el medioambiente como en los riesgos económicos. La intensificación de la agricultura no sólo es alcanzable incrementando el uso de insumos por unidad de superficie (intensificación agrícola del tipo I), sino también aumentando la proporción de la estación del crecimiento que es ocupada por cultivos anuales en crecimiento (intensificación agrícola del tipo II). En el primer tipo de intensificación, las decisiones de manejo de los cultivos se toman en cada campaña agrícola, considerando, por ejemplo, la selección de genotipos, fechas y densidades de siembra, manejo de la fertilización e irrigación y la protección de los cultivos. En cambio, el segundo tipo de intensificación implica tanto la intensificación como la diversificación del sistema de cultivos, incorporando cultivos de cobertura y cultivos dobles en las secuencias. Aunque abundan los estudios que muestran la posibilidad de implementación de ambos tipos de intensificación en sistemas agrícolas pampeanos, son menos frecuentes los estudios que analizan los cambios en la fertilidad de los suelos que resultan de establecer sistemas intensificados integrales. Algunos de estos estudios describen los efectos acumulados en el tiempo de la aplicación de prácticas individuales tales como la fertilización validando la implementación de estrategias de manejo bajo criterios de reposición y enriquecimiento (Barraco *et al*., 2014; Correndo *et al*,. 2015).

La combinación de prácticas puede mejorar la eficiencia de uso de recursos en secuencias aun cuando la cantidad de insumos aplicados se incrementa (Caviglia *et al.*, 2017) pudiendo requerir revisar los criterios de diagnóstico y manejo de estrategias de nutrición de cultivos (Leikam *et al.*, 2010). Por lo tanto, se especula que durante la implementación de estos sistemas al aumentar la producción de los cultivos se identifiquen cambios en indicadores de fertilidad de suelos que contribuyan a perfeccionar los planteos sustentables de intensificación ligados al manejo integral de los nutrientes. La

intensificación en sistemas agrícolas, al incrementar los aportes de biomasa y de nutrientes, generaría mayor extracción productiva, aumentando los niveles de extracción de fósforo y de cationes y la acidificación del suelo, en comparación con sistemas bajo prácticas menos intensivas. Nuestro objetivo fue cuantificar los aportes de nutrientes, su extracción acumulada y cambios en propiedades de un Argiudol típico según diferentes niveles de intensificación para la producción de cultivos de cosecha al instalar sistemas de secano de la región pampeana.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio fue instalado en la campaña agrícola 2013/14 en el establecimiento "Don Eduardo", próximo a Pergamino (Buenos Aires, Argentina, 33° 51' 55.7" S; 60° 40' 28.39" O) en un lote bajo prácticas agrícolas en labranza cero de larga duración sobre un suelo clasificado como Argiduol típico serie Pergamino.

Se establecieron tres secuencias agrícolas [monocultivo de soja [*Glycine max*(L.) Merrill], secuencia simple soja-maíz (*Zea mays* L.) y secuencia intensificada soja-trigo (*Triticum aestivum* L.)/soja de segunda-maíz en combinación con dos sistemas de intensificación en el manejo anual de los cultivos (MAP = manejo del agricultor promedio y MIS = manejo intensificado sustentable) con y sin la inclusión de cultivos de cobertura invernal consociados de triticale (*Triticum aestivum x Secale cereale*) y de vicia (*Vicia villosa*). La secuencia continua de soja sólo se realizó sin inclusión del manejo intensificado sustentable. Los tratamientos de intensificación en el manejo anual de los cultivos (MAP y MIS) se diferenciaron principalmente por los genotipos cultivados, la estructura del cultivo y el manejo de la fertilización y de los factores reductores del rendimiento. El tratamiento MAP reflejó las practicas del productor promedio de la región, mientras que el sistema MIS integra genotipos y estructuras de cultivos adaptadas a las condiciones ambientales, estrategias de fertilización de la rotación con productos comerciales que contienen nitrógeno, fósforo y azufre, así como estrategias de buenas prácticas de manejo de los factores reductores del rendimiento. En promedio para las tres secuencias de cultivos, e independientemente de la inclusión de cultivos de cobertura, en los tratamientos con MIS se aplicaron 83 kg ha^{-1} más de nitrógeno que bajo MAP, 29 kg ha^{-1} más de fósforo y 46 kg ha^{-1} más de azufre. En todos los tratamientos, las semillas de los cultivos de soja fueron tratadas con fungicidas e inoculantes comerciales conteniendo cepas de *Bradyrhizobium japonicum*.y los de vicia con *Rhizobium spp*.. Todos los tratamientos se mantuvieron libres de malezas, plagas y enfermedades implementando prácticas de diagnóstico y de control aplicadas en sistemas de manejo de cultivos de alta producción en la región. Resultados de otras evaluaciones mostraron diferentes niveles de aportes de biomasa de los cultivos y de extracción tanto de granos como de nutrientes entre los tratamientos de intensificación estudiados.

Al inicio del experimento y luego de finalizado el tercer año, se tomaron muestras de la capa de 0 a 20 cm de los suelos para la determinación de los niveles de materia orgánica total, pH en agua y niveles de fósforo y cationes extractables según el método de Mehlich III. Se evaluaron los niveles extractables de nitratos y de sulfatos en muestras hasta los 60 cm de profundidad. Los valores de densidad aparente en cada tratamiento fueron determinados (método del cilindro) sólo luego del tercer ciclo productivo. En todos los casos, las evaluaciones se realizaron durante el mes de junio. Anualmente se realizó la cosecha mecánica de los cultivos en estadios de madurez comercial determinándose además la concentración de nitrógeno, de fósforo y de azufre en los granos.

El diseño experimental fue en bloques completos con 66 parcelas de 728 m^2 divididas según la inclusión de los cultivos de cobertura y con tres repeticiones. Para el análisis de los resultados se emplearon ANVA y la prueba de comparación de diferencia mínima significativa protegida utilizando el programa Statistics 9 (Analytical Software, 2008). En el caso de los análisis de niveles de nitratos y de sulfatos se realizó independientemente según el cultivo antecesor y como el estudio se instaló luego de un cultivo de soja las comparaciones entre momentos de evaluación solo consideraron este cultivo como antecesor para la evaluación de los cambios con respecto al estado inicial del suelo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los niveles de las propiedades edáficas mostraron diferentes comportamientos entre su condición al inicio del estudio y luego de tres años de iniciadas secuencias agrícolas intensificadas dependiendo del tipo de manejo de los cultivos (MAP o MIS) en interacción con la presencia de cultivos de cobertura invernal. En general, el pH y los niveles extractables de P, Ca y K disminuyeron con respecto a su condición al inicio del estudio (Tabla 1). En el caso del P, la instalación de sistemas de manejo promedio mostró mayor magnitud en la reducción de sus niveles extractables (aproximadamente 30 %, equivalente a 1,7 mg kg^{-1} $año^{-1}$) que en el caso sistemas intensificados (Tabla 1). En promedio para todos los tratamientos de manejo, los niveles de Ca extractable fueron 34 % menores y los de K entre 8 % en ausencia de cultivos de cobertura o 16 % al incluirlos (Tabla 1). La información disponible no fue suficiente para

describir cambios en los niveles de extractables de P bajo MIS sin cultivos de cobertura ni en los contenidos de materia orgánica o en niveles extractables de Mg en todos los sistemas estudiados.

Tabla 1: Niveles medios de propiedades en la capa de 0 a 20 cm de un Argiudol típico en secuencias agrícolas según tratamientos de intensificación en el manejo anual de los cultivos y uso de cultivos de cobertura evaluados al inicio y luego de 3 años (Final). MAP = manejo anual promedio, MIS = manejo intensificado sustentable, MO = materia orgánica, Pe = fósforo extractable. En cada variable, letras distintas en sentido vertical indican diferencias entre momentos de evaluación dentro de tratamiento de manejo ($p<0,10$).

		Cultivo de cobertura			
		NO		**SI**	
Variable	**Evaluación**	**MAP**	**MIS**	**MAP**	**MIS**
MO (g kg^{-1})	Inicial	25,9 a	25,8 a	25,9 a	25,3 a
	Final	26,6 a	26,4 a	26,4 a	25,9 a
pH	Inicial	6,0 **a**	6,0 **a**	6,0 **a**	6,0 **a**
	Final	5,9 **b**	5,9 **b**	5,9 **a**	5,9 **b**
Pe (mg kg^{-1})	Inicial	15,5 **a**	16,6 a	15,6 **a**	15,0 **a**
	Final	10,8 **b**	14,1 a	10,2 **b**	12,7 **b**
Ca (mg kg^{-1})	Inicial	2151 **a**	2099 **a**	2314 **a**	2227 **a**
	Final	1441 **b**	1444 **b**	1409 **b**	1432 **b**
K (mg kg^{-1})	Inicial	443 a	441 **a**	445 **a**	426 **a**
	Final	411 a	402 **b**	364 **b**	362 **b**
Mg (mg kg^{-1})	Inicial	158 a	158 a	152 a	170 a
	Final	168 a	173 a	168 a	172 a

En promedio, la oferta de nitrógeno evaluada hasta 60 cm de profundidad fue de 47,3 kg ha^{-1} independientemente del momento y tratamiento evaluado mientras que los de azufre fueron de 46,6 kg ha^{-1} con diferencias entre momentos de evaluación y tratamientos de intensificación (Tabla 2). Los niveles extractables de sulfatos evaluados disminuyeron con respecto a los determinados al iniciar el estudio, principalmente, para ambos sistemas de intensificación cuando se incluyeron cultivos de cobertura en las rotaciones. La concentración de azufre en forma de sulfatos varió entre 3,6 y 8,3 mg kg^{-1} dependiendo de la profundidad de muestreo, el sistema productivo y el momento de la evaluación. La reducción descripta en la oferta de azufre fue mayormente explicada por los cambios en las capas superficiales de los suelos (Fig. 1).

Tabla 2: Niveles medios de nitratos y de sulfatos en la capa de 0 a 60 cm de un Argiudol típico en secuencias agrícolas según tratamientos de intensificación en el manejo anual de los cultivos y uso de cultivos de cobertura evaluados al inicio y luego de 3 años (Final). MAP = manejo anual promedio, MIS = manejo intensificado sustentable. En cada variable, letras distintas en sentido vertical indican diferencias entre momentos de evaluación dentro de tratamiento de manejo ($p<0,10$).

		Cultivo de cobertura			
		NO		**SI**	
Variable	**Evaluación**	**MAP**	**MIS**	**MAP**	**MIS**
N-$_{NO3}$ (kg ha^{-1})	Inicial	46,8 a	46,6 a	50,4 a	46,4 a
	Final	42,8 a	45,8 a	48,7 a	50,4 a
S-$_{SO4}$ (kg ha^{-1})	Inicial	44,4 a	48,0 a	49,5 a	54,6 **a**
	Final	43,4 a	46,3 a	44,7 a	44,1 **b**

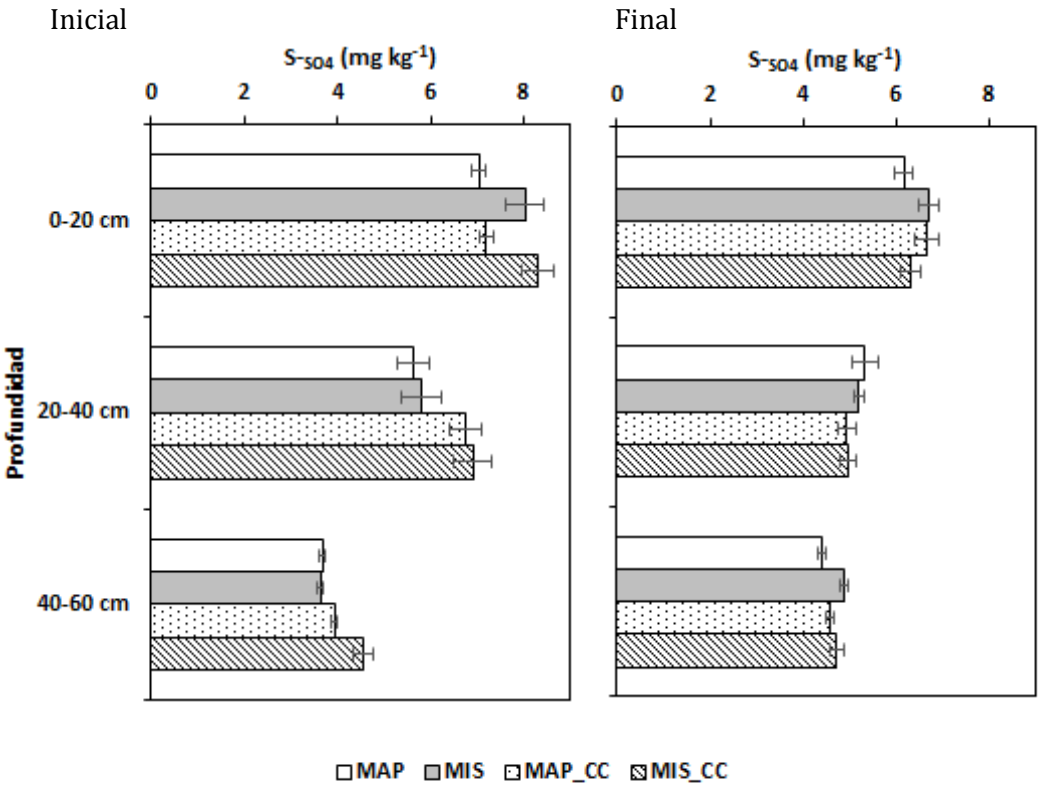


Figura 1: Distribución vertical de azufre extraído de un Argiudol típico en secuencias agrícolas según tratamientos de intensificación en el manejo anual de los cultivos y de uso de cultivos de cobertura evaluados al inicio y luego de 3 años (final). MAP = manejo anual promedio, MIS = manejo intensificado sustentable, CC = con cultivos de cobertura invernal. Las barras muestran el error estándar de los promedios cada tratamiento de intensificación y profundidad evaluada.

La mayor producción de granos se relacionó en forma menos que proporcional con la extracción de nutrientes sugiriendo que la combinación de decisiones de manejo anual de los cultivos mejoró la eficiencia media de aprovechamiento de los nutrientes=azufre y del fósforo. Esto condujo a la estimación de balances aparentes de nutrientes negativos durante la etapa de implementación de estos sistemas, aún en el caso del manejo intensificado donde se aplicaron mayores niveles de fertilización. Estas diferencias se relacionaron con las observaciones de niveles extractable de P en los suelos donde en condiciones de manejo promedio de los cultivos la reducción fue de mayor magnitud que la descripta para los sistemas intensificados. Sin embargo, la magnitud de disminución descripta en ambos tratamientos de manejo fue superior a la descripta en estudios de la región pampeana (Díaz-Zorita, 2012). Algunos estudios realizados en la región indican que la implementación de prácticas agrícolas explicaría además de la reducción en los niveles extractables fósforo, los de otros varios cationes (Sainz Rozas *et al.*, 2013). En este estudio describimos que al incrementarse la producción de granos por intensificación en el manejo anual de los cultivos se reducen los niveles extractables de calcio y de potasio, no así los de magnesio (Tabla 1). Si bien, los niveles observados de estos elementos luego de 3 años de instalados los estudios no sugieren potenciales limitaciones a la producción de cultivos sería conveniente su consideración y exploración de sus aportes al diseñar planteos intensificados de largo plazo. Coincidentemente con lo descripto por Iturri *et al.* (2011), la implementación de sistemas agrícolas de alta producción por incorporación de prácticas de labranza cero en ambientes bajo laboreo o de mejoras en la estrategia de fertilización mostró reducciones en los valores de acidez de la capa superficial de los suelos.

La magnitud acumulada en los aportes de biomasa de los cultivos sería insuficiente para la observación en diferencias en los contenidos totales de materia orgánica en la capa evaluada de los suelos. Luego de 10 años de prácticas de labranza cero sobre sistemas agrícolas estabilizados se describieron modificaciones en la materia orgánica en las capas superficiales de los suelos y principalmente al considerar la evaluación de fracciones de reciente deposición (Zanettini *et al.*, 2017). La evaluación de diferencias en los niveles extraídos de nitratos y de sulfatos contribuye indirectamente a valorar aportes de la fracción orgánica de los suelos. La reducción en la disponibilidad de azufre se relacionaría con el aporte insuficiente de este elemento al fertilizar y la potencial limitación en la composición de los residuos orgánicos mineralizados.

Los cambios descriptos en algunas propiedades de este Argiudol típico sugieren que aún en etapas iniciales de implementación de sistemas intensificados de producción se generan modificaciones que si se acentúan podrían interferir en la normal producción de los cultivos. Entre estas se encontrarían los aportes de elementos tales como el azufre, cationes y fósforo. Además, para anticipar potenciales cambios en la actividad del suelo en relación a procesos vinculados al ciclado de materia orgánica sería conveniente considerar, en capas de menor espesor, otros indicadores tales como la potencialidad de mineralización del nitrógeno, fracciones de materia orgánica o la diversidad y funcionalidad de la microflora edáfica. Por ejemplo, Cofré *et al.* (2017) identificaron que en la región pampeana la evaluación en los suelos de comunidades de esporas de hongos de micorrizas arbusculares y de ácidos grasos son potenciales indicadores del tipo de manejo de suelos según diferentes niveles de secuencias de cultivos bajo labranza cero.

CONCLUSIONES

Los mayores rendimientos se relacionaron con aumentos menos que proporcionales sobre la extracción de nitrógeno, fosforo y azufre aumentando así su eficiencia de uso e indicando la importancia de implementación integral de decisiones de intensificación por sobre ajustes independientes de nutrición.

Los niveles extractables de azufre, fósforo, calcio y potasio y los niveles de pH disminuyeron al aumentar la producción indicando la intensificación en los sistemas agrícolas requiere de la consideración integral de la nutrición para el logro de condiciones favorables de producción anticipando potenciales limitaciones al normal crecimiento de los cultivos.

BIBLIOGRAFÍA

- Analytical Software. 2008. Statistix® 9 User's manual. Analytical Software. Tallahassee, FL. USA. 454 pp.
- Barraco, M.; M Díaz-Zorita; C Justo & A Lardone. 2014. ¿Fertilización fosfatada por suficiencia o mantenimiento en secuencias agrícolas de la pampa arenosa? En: Actas del XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo - II Reunión Nacional "Materia Orgánica y Sustancias Húmicas". Producción sustentable en ambientes frágiles. AACS (ed.), Bahía Blanca, Bs. As., 5-9 mayo. 2014. AACS. Argentina.
- Caviglia, O. 2017. Uso de recursos en diferentes sistemas de producción con énfasis en la pampa húmeda Argentina. III Workshop Internacional de Ecofisiología de cultivos, Mar del Plata (BA, Argentina), 28-29 de septiembre del 2017. http://www.ecofisiovegetal.com.ar/presentaciones/09.-%20CAVIGLIA%20-%20III%20Workshop%20Ecofisiolog+%C2%A1a%20Vegetal%20-%202017.pdf. (fecha de consulta 14 de marzo del 2018).
- Cofré, MN; AE Ferrari; A Becerra; L Dominguez; LG Wall & C Urcelay. 2017. Effects of cropping systems under no-till agriculture on arbuscular mycorrhizal fungi in Argentinean Pampas. Soil Use and Management 33: 364-378.
- Correndo AA, M Boxler & FO García, 2015. Análisis económico del manejo de la fertilización con enfoque en el largo plazo. Cienc. Suelo (Argentina) 33:197-212.
- Díaz-Zorita, M. 2012. Soil productivity from the sandy pampas region under the present agricultural conditions. Agrociencia Uruguay, Special Issue 84-88.
- Iturri, LA; DE Buschiazzo & M Díaz-Zorita. 2011. Evidencias de acidificación de suelos de la región central de la argentina bajo siembra directa. Cienc. Suelo (Argentina) 29: 13-16.
- Leikam, D; G Randall & A Mallarino. 2010. Are current soil test–based phosphorus and potassium fertilizer recommendations adequate? Crops and Soils 43: 27-32.
- Sainz Rozas H; M Eyherabide; HE Echeverría; P Barbieri; H Angelini; GE Larrea; GN Ferraris & M Barraco. 2013. ¿Cuál es el estado de la fertilidad de los suelos argentinos? Simposio Fertilidad 2013. IPNI-Fertilizar AC. Rosario, Santa Fe.
- Zanettini, J; M Barraco & M Díaz-Zorita. 2017. Diez años de siembra directa en un Hapludol de la Pampa Arenosa con diferentes condiciones iniciales de uso. En Salvagiotti, F., H. Krüger & G. Studdert (eds), Ensayos de larga duración en Argentina: un aporte al logro de sistemas agrícolas sustentables, Ediciones INTA. Libro digital, PDF. 219-234 pp. https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta.ensayos-larga-duracion-argentina.pdf (fecha de consulta 14 de marzo del 2018).

C3P28. APLICACIÓN DE ESTIÉRCOL DE FEEDLOT: EFECTO SOBRE EL CULTIVO DE MAÍZ Y ALGUNAS PROPIEDADES DE SUELO

Diez, Marianela[1]; Lardone, Andrea[2]; Barraco, Mirian[1]; Sardiña, Cecilia[1] y Méndez, Daniel[1].
[1]EEA INTA General Villegas, San Martín 26, (6230) General Villegas, (BA). 54-3388-494625, [2]AER INTA Canals.
e-mail: diez.marianela@inta.gob.ar

RESUMEN

En los sistemas de alimentación intensiva de bovinos a corral (feedlot) uno de los aspectos con implicancia ambiental es el destino de las excretas, sólidas y líquidas. El objetivo de este trabajo fue evaluar la calidad del estiércol obtenido del barrido de corrales, y el efecto de su aplicación sobre el rendimiento del cultivo de maíz y algunas propiedades edáficas. En la campaña 2015/2016 se realizó un ensayo en el establecimiento "Agropecuaria La Criolla S.A." donde se evaluaron 4 dosis de estiércol fresco: 0, 10000, 20000 y 40000 kg ha^{-1}, aplicadas quince días posteriores a la siembra de maíz. Se caracterizó el material aplicado, se evaluó la respuesta del cultivo, y algunas propiedades del suelo. El estiércol contenía 58,8% de sólidos totales, 260 g kg^{-1} de materia orgánica (MO), 18 g kg^{-1} de Nitrógeno total (Nt), 5 g kg^{-1} de Fósforo total (Pt) y un pH de 7,6. No se observó efecto de la aplicación de estiércol sobre la producción de forraje y de grano de maíz. Las propiedades edáficas que se modificaron por la aplicación del estiércol fueron el contenido nitrógeno de nitratos (medido a 38 días de la aplicación), y la conductividad eléctrica, el pH, la MO, el Pt, el Potasio, el Sodio y el porcentaje de Sodio de intercambio (medidos a 165 días de la aplicación). Estos resultados destacan la importancia de los estudios de largo plazo para evaluar la evolución de los parámetros edáficos y los posibles efectos sobre los cultivos siguientes en la rotación.

Palabras claves: **utilización de efluentes, nutrientes, conductividad eléctrica**

INTRODUCCIÓN

La preocupación actual respecto a los residuos producidos en sistemas de producción animal intensiva surge a partir del riesgo de contaminación de los recursos naturales, en especial el agua (Andriulo *et al.*, 2003; Sardi, 2014). El volumen de estiércol generado depende de la cantidad de animales del sistema, donde un novillo de 450 kg de peso vivo produce diariamente en promedio 27 kg ± 6,75 de excrementos húmedos (heces y orina), (Pordomingo, 2009). El estiércol sólido proveniente del barrido de corrales puede ser procesado a través de la técnica de compostaje o utilizado directamente sobre lotes de producción. Existen estudios que muestran efectos variables del agregado de estiércol tanto sobre la producción de los cultivos como sobre las propiedades del suelo (Khan *et al*., 2007; Sosa, 2010), debido entre otras cosas a la composición del producto aplicado.

En este contexto surge la necesidad de generar información sobre el efecto de la aplicación de estiércol en lotes de producción de la Pampa Arenosa definiendo su posible uso como fertilizante o abono. El objetivo de este trabajo fue evaluar la calidad del estiércol obtenido del barrido de corrales, y el efecto de su aplicación sobre la productividad del cultivo de maíz y algunas propiedades edáficas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Durante la campaña 2015/2016 se instaló un ensayo sobre un suelo Hapludol entico en el establecimiento de "Agropecuaria La Criolla S.A." (Fortín Olavarría, Buenos Aires -S35º 40´31,95`` O63º4`9,51``). El 01/10/2015 se sembró un cultivo de maíz (DK 72-10 VT3), a razón de 76000 sem ha^{-1}, con la aplicación de 13 kg ha^{-1} de P en forma de fosfato monoamónico incorporado al costado de la línea de siembra. El cultivo además se fertilizó con 55 kg ha^{-1} de N en forma de urea con agrotrain (inhibidor de ureasa) el día 05/12/2016 al voleo.

Los tratamientos consistieron en la aplicación de cuatro dosis de estiércol fresco: 0, 10000, 20000, y 40000 kg ha^{-1}. El día 02/10/2015 se realizó el barrido de un corral de terminación, siguiendo las buenas prácticas de manejo recomendadas por Pordomingo (2009). El material se acopió en el lote y el 16/10/2015 se aplicaron los tratamientos en forma manual, simulando una desparramadora mecánica.

De la pila de estiércol se evaluó el contenido de sólidos totales (ST), y su composición química [materia orgánica (MO), pH, nitrógeno total (Nt), fósforo total (Pt)]. En el suelo se determinó la clase textural, el pH, la conductividad

eléctrica (CE), la MO, el Nt, el fósforo extractable (Pe), el Calcio (Ca), el Magnesio (Mg), el Potasio (K), el Sodio (Na) y el porcentaje de sodio intercambiable (PSI), en dos profundidades de suelo (0-10 y 10-20 cm), y en dos momentos (previo a la aplicación de los tratamientos y en madurez fisiológica del cultivo). Al momento de la siembra se determinó la cantidad de agua en el suelo hasta los 200 cm por el método gravimétrico. En estado de 6 hojas del cultivo se determinó el contenido de nitrógeno de nitratos ($N\text{-}NO_3$) en tres profundidades de suelo (0-20, 20-40 y 40-60 cm) y en ⅓ de línea de leche se evaluó producción de materia verde (MV) y de materia seca (MS). En madurez fisiológica se determinó el rendimiento de grano y el contenido de proteína de los granos.

Se utilizó un diseño en bloques completamente aleatorizados, con 3 repeticiones y parcelas de 22 m^2. Los resultados se analizaron mediante ANOVA y prueba de diferencias de medias (LSD Fisher) con el software estadístico InfoStat (Di Rienzo, et al., 2015).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización del estiércol aplicado, del suelo y condiciones climáticas

El contenido de ST del estiércol fue de 585 g kg^{-1}, 260 g kg^{-1} de MO; 18 g kg^{-1} de Nt; 5,0 g kg^{-1} de Pt y 7,6 de pH. De acuerdo a la composición química del estiércol aplicado (el aporte de N y P fue de 105, 209 y 419 kg N ha^{-1}, y de 30, 59 y 118 kg P ha^{-1}, para las dosis de 10000, 20000 y 40000 kg ha^{-1}, respectivamente.

El suelo es de textura superficial franco arenosa (618, 263 y 120 g kg^{-1} de arena, limo y arcilla, respectivamente) y sin limitantes en el perfil hasta los 200 cm de profundidad. No se observaron limitantes químicas para la producción del cultivo de maíz, con niveles adecuados de MO y Pe, y bajos niveles en la CE y PSI del suelo (Tabla 1). El contenido de agua disponible en el suelo hasta los 200 cm de profundidad (medida a la emergencia del cultivo) fue de 248 mm.

Tabla 1. Caracterización inicial del suelo previo a la aplicación del estiércol: pH, conductividad eléctrica (CE), materia orgánica (MO), Nitrógeno total (Nt), Fósforo extractable (Pe), Calcio (Ca), Magnesio (Mg), Sodio (Na), Potasio (K) y porcentaje de sodio intercambiable (PSI), en las capas de 0-10 y 10-20 cm de profundidad.

Prof	pH	CE	MO	Nt	Pe	Ca	Mg	K	Na	PSI
cm		dS m^{-1}	g kg^{-1}		mg kg^{-1}	meq 100 g^{-1}				%
0-10	5,90	0,60	22,1	1,2	28,40	446	5,13	1,73	1,79	0,04
10-20	6,10	0,40	14,7	0,9	8,20	365	5,04	1,57	1,62	0,05

Durante el ciclo del cultivo (octubre-abril) se registraron 784 mm (media histórica= 679 mm) y en el período de floración las precipitaciones registradas superaron en un 62% al valor histórico (Figura 1). La capa freática fluctuó entre 2,1 y 2,6 m a lo largo del estudio.

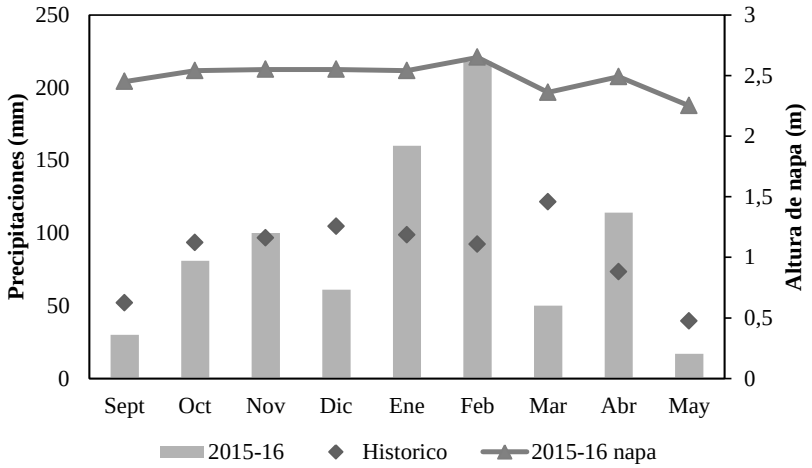


Figura 1: Precipitaciones mensuales registradas en el período 2015/2016 y el promedio histórico (1896/2015), y profundidad a la napa, registrada en freatímetro distante a 500 m del ensayo. Fuente: Agropecuaria La Criolla S.A.

Productividad del cultivo de maíz

La aplicación de estiércol al suelo no produjo diferencias significativas en la producción de biomasa en estado de ⅓ de línea de leche, medida como MV (p=0,26), y MS (p=0,42), con valores promedios de 68258 y 29047 kg ha^{-1} de MV y MS, respectivamente. El rendimiento en grano fue en promedio de 13587 kg ha^{-1} y no se observaron diferencias entre las dosis de estiércol aplicadas (p=0,66) (datos por tratamientos no presentados). Tampoco el contenido de proteína de los granos se modificó según los tratamientos evaluados (p=0,86), y fue en promedio de 7,79%.

Propiedades de suelo

Los contenidos de N-NO_3^- en suelo (medidos a los 38 días de la aplicación) en la capa superficial (0-20 cm) fueron mayores en los tratamientos con aplicación de estiércol respecto al testigo sin aplicación (p<0,01), (Figura 2). En la capa de 20-40 cm las dosis de 20000 y 40000 kg ha^{-1} presentaron mayores contenidos de N-NO_3^- que el testigo, mientras que la dosis de 10000 kg ha^{-1} presentó un contenido intermedio (p=0,10). En la capa de 40-60 cm los contenidos resultaron similares entre dosis (p=0,33). Eghball *et al.* (2004) reportaron que la disponibilidad de N proveniente de fuentes orgánicas es entre el 30 y 40% en el primer año post aplicación, con un aporte bajo inicial, por lo que se esperaría una mayor disponibilidad de este nutriente en el mediano plazo. En este mismo sentido, Orden *et al*. (2016) reportaron inmovilización de N inmediatamente post aplicación de barro proveniente de fosa estercolera de tambos y lo atribuyeron a una alta relación C/N del residuo (C/N=44).

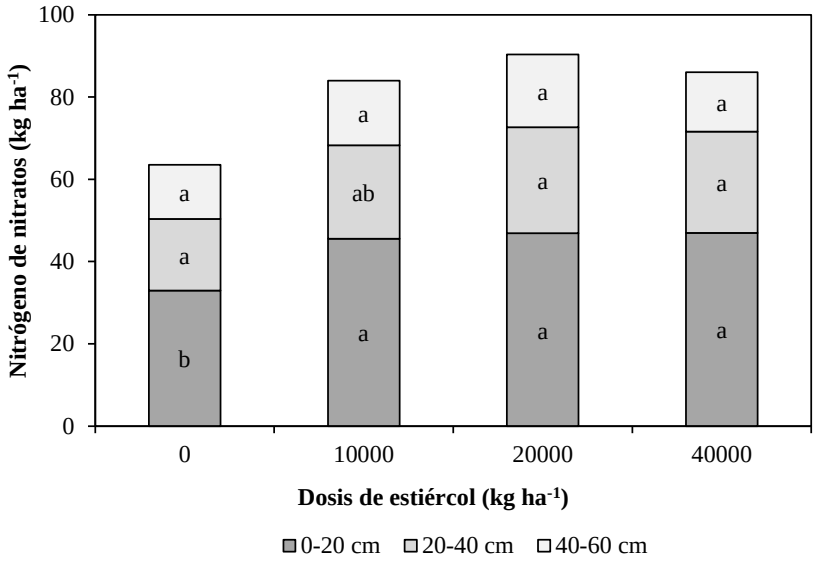


Figura 2: Contenido de Nitrógeno de nitratos (N-NO_3) en el suelo evaluado a los 38 días de la aplicación de estiércol en las capas de 0-20, 20-40 y 40-60 cm de profundidad en función de las distintas dosis de estiércol aplicadas. Letras distintas para igual profundidad corresponden a diferencias significativas en el contenido de N-NO_3 (p<0,10).

En estadios de madurez fisiológica de maíz en la capa de 0-10 cm de suelo, la aplicación de estiércol incrementó los valores de pH, CE, MO, Pe, (Tabla 2) K, Na y PSI (Tabla 3), sin diferencias significativas en las restantes variables evaluadas. En la capa de 10-20 cm se mantuvo igual tendencia para el pH, K, Na y PSI, y también Nt, con mayores valores en los tratamientos con estiércol. Otros estudios muestran aumento de CE con dosis de estiércol mayores a 20000 kg ha^{-1}. (Ciapparelli *et al.*, 2011). El exceso de sales de K^+, Cl^-, Mg^{2+}, Na^+, P, NO_3^- provenientes del estiércol podrían afectar la salinidad superficial del suelo y el desarrollo de los cultivos, por lo que aplicaciones sucesivas deben ser monitoreadas.

Tabla 2. Variables químicas de suelo evaluadas en madurez fisiológica del cultivo de maíz: pH, conductividad eléctrica (CE), materia orgánica (MO), nitrógeno total (Nt) y fósforo extractable (Pe) en las capas de 0-10 y 10-20 cm de profundidad, en función de las distintas dosis de estiércol aplicadas. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos (P<0,10) para cada profundidad de suelo evaluada. Ausencia de letras indica ausencia de diferencias significativas entre los tratamientos.

Prof.	Dosis	pH	CE	MO	Nt	Pe
cm	kg ha^{-1}		dS m^{-1}	g kg^{-1}	%	mg kg^{-1}
0-10	0	5,93 c	0,43 bc	24,5 b	0,14	25,6 b
	10000	6,10 b	0,37 c	26,7 ab	0,15	33,0 ab
	20000	5,93 c	0,53 ab	27,8 a	0,15	48,3 ab
	40000	6,27 a	0,63 a	26,8 ab	0,15	60,4 a
valor- P		<0,01	0,03	0,1	0,22	0,09
10-20	0	6,17 c	0,27	14,3	0,08 b	9,2
	10000	6,37 a	0,27	14,6	0,09 b	10,3
	20000	6,23 bc	0,33	15,3	0,10 a	12,6
	40000	6,30 ab	0,33	15,4	0,09 b	14,6
valor- P		0,02	0,45	0,14	0,06	0,23

Tabla 3: Variables químicas de suelo evaluadas en madurez fisiológica del cultivo de maíz: calcio (Ca), magnesio, (Mg), potasio (K), sodio (Na) y porcentaje de sodio intercambiable (PSI) en las capas de 0-10 y 10-20 cm de profundidad, en función de las distintas dosis de estiércol aplicadas. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos (P<0,10) para cada profundidad de suelo evaluada. Ausencia de letras indica ausencia de diferencias significativas entre los tratamientos.

Prof.	Dosis	Ca	Mg	K	Na	PSI
cm	kg ha^{-1}		meq 100 g^{-1}			%
0-10	0	5,10	1,57	1,72 c	0,043 b	0,46 b
	10000	5,67	1,78	1,87 b	0,046 b	0,46 b
	20000	5,36	1,72	1,94 b	0,066 ab	0,67 a
	40000	5,20	1,79	2,27 a	0,074 a	0,70 a
valor- P		0,27	0,18	<0,01	0,08	0,05
10-20	0	4,81	1,36	1,65 b	0,040 b	0,43 b
	10000	5,28	1,50	1,69 ab	0,040 b	0,40 b
	20000	5,10	1,40	1,66 b	0,046 b	0,50 ab
	40000	5,05	1,48	1,74 a	0,060 a	0,63 a
valor- P		0,28	0,44	0,02	<0,01	0,05

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos evidencian que la aplicación de distintas dosis de estiércol fresco proveniente del barrido de corrales de bovinos en terminación, realizado 15 días posteriores a la siembra, no tuvo efecto sobre la producción de forraje y grano del cultivo de maíz. Las propiedades edáficas que se modificaron por la aplicación del estiércol fueron el contenido N-NO_3 (a los 38 días de la aplicación) y CE, pH, MO, Pt, K, Na y PSI (a los 165 días de la aplicación). Estos resultados destacan la importancia de la continuidad en la evaluación de la evolución de los parámetros edáficos y posibles efectos sobre cultivos siguientes.

AGRADECIMIENTOS

A la firma “Agropecuaria La Criolla S.A.”, sus titulares y personal, que facilitaron las instalaciones, los materiales y el financiamiento de parte del estudio. El resto del financiamiento fue aportado por el Proyecto de INTA BANOR 11271309. Actividad enmarcada dentro del grupo de trabajo GAF (gestión Ambiental de Feedlots).

BIBLIOGRAFÍA

- Andriulo, A; C Nasal; C Amándola & F Rimatori. 2003. Impacto de un sistema intensivo de producción de carne vacuna sobre algunas propiedades del suelo y del agua. Revista de Investigaciones Agrarias 32 (3), 27–56.
- Ciapparelli, I; M De Siervi; R Maisonnave; C Weigandt; AF de Iorio & A García. 2011. Respuesta del cultivo de trigo al agregado de estiércol como medida de utilización de residuos de feetlot. Disponible en: www.academia.edu/20990801/Respuesta del cultivo de trigo al agregado de estiércol como medida de utilización de residuos de feetlot. Acceso: 13/3/18.
- Di Rienzo JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2015. InfoStat versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Eghball,B. 2004. Residual effects of manure and compost applications on corn production and soil properties. Agronomy Journal. 96:442-447.
- Khan, AUH; M Iqbal & KR Islam. 2007. Dairy manure and tillage effects on soil fertility and corn yields. Bioresource Techonology 98:1972-1979.
- Pordomingo, A. 2009. Gestión ambiental en feedlot. Guía de buenas prácticas. Publicación Técnica N°78. ISSN 0325-2132. 99 pp.
- Sardi, GM. 2014. Herramientas para la gestión ambiental aplicables a predios ganaderos. En: La producción ambiental y el ambiente, 1ra ed 2014- Buenos Aires, Argentina.193-212.
- Sosa, O. 2010. Efectos del estiércol de tambo sobre propiedades químicas y físico-químicas edáficas y sobre la producción de alfalfa (*Medicago sativa* L.) en implantación. XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Rosario (Argentina).
- Orden, L; GA Iocoli, & M. Gomez 2016. Mineralización de N post aplicación de enmiendas orgánicas de suelo. XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 27 de junio al 1 de julio de 2016. Rio Cuarto, Córdoba.

C3P29. EL NITRÓGENO INCREMENTA LA PROTEÍNA EN GRANO Y SUBPRODUCTOS DE GIRASOL

Diovisalvi, Natalia[1]*; Reussi Calvo, Nahuel[1, 2, 3]; Izquierdo, Natalia[2, 3]; Echeverría, Hernán[2]; Divito, Guillermo[4] y García, Fernando[5].
[1]Fertilab, Moreno 4524, (7600) Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina. [2]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Unidad Integrada Balcarce, Ruta Nac. 226 km 73,5, Balcarce, Buenos Aires, Argentina. [3]CONICET. [4] AAPRESID. [5]IPNI.
ndiovisalvi@laboratoriofertilab.com.ar

RESUMEN

El cultivo de girasol (*Helianthus annuus* L.) presenta genotipos convencionales (C) y alto oleico (AO) que se diferencian en la composición del aceite de los granos. El nitrógeno (N) es el principal nutriente que afecta la concentración de proteína del grano (P_G) y, por consiguiente, la de los subproductos (P_S). El objetivo fue evaluar el efecto de la disponibilidad de N sobre P_G y P_S en genotipos AO y C. Durante la campaña 2014-2015 se realizaron diez ensayos (AO n= 7 y C n= 3) donde se probaron seis dosis de N (0, 30, 60, 90, 120 y 150 kg N ha^{-1}) aplicadas a la emergencia del cultivo. El rendimiento promedio fue 3.450 y 3.748 kg ha^{-1} para AO y C, respectivamente. En el 50% de los sitios, se determinó respuesta en rendimiento a N, siendo la misma en promedio de 590 kg ha^{-1} para ambos genotipos. Se observó que la disponibilidad de N aumentó la P_G en ambos genotipos. No obstante, la misma fue mayor para AO respecto a C (15,1% vs 12,0%, respectivamente). La mayor P_G de los AO respecto a los C se tradujo en una mayor P_S (44,0% y 38,8%, respectivamente). En promedio, incrementos en P_G de 2,5 puntos porcentuales por efecto del N generaron incrementos en el P_S de 5,6 puntos porcentuales independientemente del tipo de genotipo. En síntesis, una adecuada nutrición con N permitiría obtener altos valores de P_G y P_S mejorando la calidad de los granos y subproductos en ambos tipos de genotipo.

Palabras claves: calidad, pellets, genotipos.

INTRODUCCIÓN

El nitrógeno (N) es el principal nutriente que afecta la tasa de crecimiento del cultivo de girasol (*Helianthus annuus* L.) y, por consiguiente, el rendimiento y concentración en grano de aceite (A_G) y proteína (P_G) (Alberio *et al*., 2015). La deficiencia de N disminuye el índice de área foliar y la tasa fotosintética y, por ende, la eficiencia de intercepción y uso de la radiación (Massignam *et al*., 2009). El N es fundamental para interceptar el 95% de la radiación incidente alrededor de floración, que es cuando se define el rendimiento, y mantenerla durante el llenado que es cuando se determina el peso de los granos y la A_G (Alberio *et al*., 2015).

Si bien una adecuada disponibilidad de N es necesaria para lograr granos con elevada A_G y P_G, niveles excesivos de N pueden disminuir la A_G, lo cual no es favorable desde el punto de vista comercial. Ping Li *et al*. (2017) observaron que la fertilización tardía con N provocó disminuciones en la A_G debido al incremento de la síntesis de P_G. Sin embargo, Ruffo *et al*. (2003) no observaron cambios en A_G luego de la aplicación de N. Esta aparente contradicción respecto al efecto del N sobre la A_G se explicaría en parte por cambios en la concentración de carbohidratos (Alberio *et al*., 2015).

La A_G determina el rendimiento industrial de los granos, mientras que la P_G es clave para los subproductos o pellets de girasol (González-Pérez, 2015; Dauguet *et al*., 2016). Se ha observado que diferencias en 1-2% de P_G podrían representar diferencias de hasta 5% en la concentración proteica de los subproductos (P_S) (Merrien *et al*., 1988). Estos últimos se elaboran con los residuos de la industria aceitera luego del desgrasado de los granos (Pedroche, 2015). En girasol, con el fin de optimizar la extracción de aceite, el grano es descascarado previo a dicho proceso dejando sólo un remanente de 10-12% de cáscara residual (Peyronnet *et al*., 2012). De Figueiredo *et al*. (2015) reportaron que dicho descascarado permite reducir el contenido de fibra, ceras y pigmentos en el aceite y, aumentar la P_S. Dentro del mercado de comercialización de subproductos, existen pellets tipo "común" (sin previo descascarado de los granos) con 27-30% de proteína y, pellets "bajos en fibra" (parcialmente descascarados) con alrededor de 36% de proteína (De Figueiredo *et al*., 2015; Dauguet *et al*., 2016). Estos últimos obtienen precios diferenciales en el mercado por su mayor calidad debido a la mayor P_S y menor contenido de fibra (De Figueiredo *et al*., 2015; Dauguet *et al*., 2016). Para tal fin es fundamental partir con granos con alta P_G, debido a su efecto sobre la P_S (Merrien *et al*., 1988). Si bien factores genéticos y ambientales afectan la P_G (Dauguet *et al*., 2016), la disponibilidad de N cumple un papel fundamental sobre la misma y consecuentemente sobre la P_S (Andrianasolo *et al*., 2016). En la actualidad no hay registros de estudios en los que se evalúe el efecto del N sobre la P_G y, por consiguiente sobre la P_S en genotipos convencionales (C) y alto oleico (AO).

Los genotipos C y AO se diferencian principalmente en la composición del aceite de los granos. En general, los AO se diferencian por la mayor calidad y estabilidad de la composición del aceite (más de 75% bajo la forma de ácido oleico) (Del Gatto *et al*. 2015; Alberio *et al*., 2015). Por el contrario, en los C el porcentaje de ácido oleico es menor (18 a

56%) (Izquierdo y Aguirrezábal, 2008). Si bien existen diferencias en la calidad del aceite, en la actualidad no hay registro de trabajos en los que se compare la P_G y P_S en ambos tipos de genotipos. Por lo tanto, el objetivo de la presente investigación fue evaluar el efecto de la disponibilidad de N sobre P_G y P_S en genotipos AO y C.

MATERIALES Y MÉTODOS

Durante la campaña 2014-2015 se realizó una red de ensayos (n=10) en lotes de producción bajo siembra directa, ubicados en el sudeste bonaerense (SEB), desde General Madariaga hasta Tres Arroyos. Los suelos predominantes fueron Argiudoles Petrocálcicos y Argiudoles Típicos. Se evaluaron seis dosis de N (0, 30, 60, 90, 120 y 150 kg N ha^{-1}). Las mismas fueron aplicadas al voleo como urea al momento de la emergencia del cultivo. Se emplearon genotipos AO (n=7) y C (n=3). Dentro de los AO, se utilizaron los híbridos CL (tolerantes a imidazolinonas) Aromo 105, ADV 5203 y NTO 1.0. En el caso de los C, los híbridos eran SYN 3970, Paraiso 104 y ADV 201. Si bien dentro de cada tipo de genotipo se emplearon 3 híbridos diferentes, todos tenían características similares tales como alto potencial de rendimiento, elevado porcentaje de aceite en grano (entre 51 y 55%), resistencia al vuelco y buen comportamiento ante enfermedades. Respecto a la siembra, las fechas (septiembre-octubre) y densidades (55-60 mil plantas por hectárea) fueron las recomendadas para la zona. El diseño experimental fue en bloques completos aleatorizados con 3 repeticiones.

A la siembra del cultivo se realizaron muestreos de suelo para caracterizar cada sitio, donde se determinó el contenido de materia orgánica (MO), fósforo (P) (Bray & Kurtz I, 1945), pH (1:2,5), nitrógeno anaeróbico (Nan) (Keeney, 1982) y textura en superficie (0-20 cm) y nitrato ($N\text{-}N0_3^-$) (Dahnke, 1971) en el perfil (0-20, 20-40 y 40-60 cm). Los datos de precipitaciones (Pp) y radiación global (RG) incidente fueron obtenidos de las estaciones meteorológicas de INTA Balcarce y Barrow y del Servicio Meteorológico Nacional.

A cosecha se determinó rendimiento, A_G y P_G. La concentración de aceite en grano se determinó mediante un equipo de resonancia magnética-nuclear (NMR, Spinlock S.R.L.). La P_G se estimó a partir del N en grano, determinado por el método de Dumas (Jung *et al*., 2003), empleando un factor de 5,3 (Jones, 1941). Para la determinación de la P_S se seleccionaron 22 muestras de grano (AO: n= 8 y C: n= 14) cubriendo un amplio rango de P_G (desde 10,0 a 16,8 %). Dentro de cada genotipo el 50% de las muestras pertenecieron al tratamiento testigo (0 kg N ha^{-1}) y el 50% al tratamiento fertilizado con 150 kg N ha^{-1}. Se extrajo el aceite de dichas muestras con n-hexano (Soxhlet) a 80°C durante 8 h, previa molienda. Luego, las muestras desgrasadas se secaron a 60ºC hasta peso constante para eliminar los restos de solvente y se determinó la concentración de N por el método de Dumas en dicho residuo. Se calculó la P_S en las muestras desgrasadas utilizando el factor 5.3 y corrigiendo por el porcentaje de cáscara de los granos que queda en el residuo (90%) (Peyronnet *et al*., 2012).

El análisis estadístico de los datos se realizó para cada tipo de genotipo por separado (AO y C) considerando la información reportada en trabajos previos, respecto al efecto del tipo de genotipo sobre los diferentes componentes de rendimiento y calidad (Agüero *et al*., 1999; Gaggioli *et al*., 2015). Se realizó el ANOVA utilizando el procedimiento PROC MIXED en R Core Team (2014) para evaluar los efectos del sitio y dosis de N sobre P_G y P_S. Este modelo considera sitios y tratamientos como efectos fijos. Se determinaron diferencias significativas a niveles de 0,05 usando una prueba de diferencia mínima significativa. Se utilizó el procedimiento *stepwise* para determinar la mejor combinación de variables explicativas (Pp en diferentes momentos del ciclo del cultivo, MO, Nan, N del suelo, N del fertilizante, N suelo más fertilizante, limo, arcilla, limo más arcilla) para P_G.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las Pp durante el ciclo del cultivo (498 mm en promedio) resultaron en general suficientes para satisfacer la demanda hídrica del mismo, la cual es de 500-550 mm para el SEB (Alberio *et al*., 2015). La RG se ubicó levemente por encima del promedio histórico de la zona, siendo la misma en promedio para los distintos sitios de 25,9 MJ m^{-2} $día^{-1}$ durante los períodos críticos de floración y llenado (Tabla 1).

Los valores medios de MO, P Bray, Nan and pH en los primeros 20 cm fueron 51 ± 12 g kg^{-1}, 15,5 ± 11,0 mg kg^{-1}, 53,1 ± 6,3 mg kg^{-1} y 5,9 ± 0,2, respectivamente (Tabla 1). Estos valores coinciden con los niveles típicos de la región reportados por Sainz Rozas *et al*. (2011 y 2013) y Reussi Calvo *et al*. (2014). La variación en los valores de MO puede ser explicada por la diferente historia agrícola y textura (Diovisalvi *et al*., 2014). La concentraciones de arena, limo y arcilla (0-20 cm) variaron entre 427-650, 169-338 y 134-235 g kg^{-1}, respectivamente. Si bien el rango de variación de Nan es acotado (42,6- 59,3 mg kg^{-1}), se observó una amplia variabilidad en los valores de $N\text{-}NO_3^-$ según sitio (39,5- 91,1 kg ha^{-1}) (Tabla 1). Estos valores de $N\text{-}NO_3^-$ fueron similares a los reportados por Zamora & Massigoge (2008).

Tabla 1. Caracterización climática y edáfica de los sitios experimentales. Pp: Precipitación Total durante el ciclo del cultivo, RG: radiación global durante el período crítico de floración y llenado de granos, MO: materia orgánica, P Bray: fósforo extractable, Nan: nitrógeno incubado en anaerobiosis, $N\text{-}NO_3^-$: nitrógeno-nitrato, Ar: arena, Li: limo, As: arcilla.

Sitio	Pp	RG	MO	pH	P Bray	Nan	$N\text{-}NO_2^-$	Ar	Li	As
	(mm)	($MJ\ m^{-2}día^{-1}$)	($g\ kg^{-1}$)		----($mg\ kg^{-1}$)----		-($kg\ ha^{-1}$)-	------($g\ kg^{-1}$)------		
			----------0-20 cm----------				-0-60 cm-	----0-20 cm---		
1	500	27,0	61	5,6	8,8	42,6	76,6	561	288	151
2	500	27,0	57	5,6	6,8	56,0	69,7	597	259	144
3	450	26,3	32	6,4	7,0	55,5	54,1	593	199	209
4	450	26,3	67	5,9	16,5	56,4	75,5	470	336	193
5	550	26,4	45	6,1	13,2	57,3	70,3	644	222	134
6	550	26,4	36	6,1	10,0	56,6	91,1	650	210	141
7	550	26,4	43	5,8	17,4	53,7	65,0	579	275	146
8	450	26,3	67	5,8	17,2	51,0	39,5	427	338	235
9	490	26,3	57	6,0	13,1	56,0	54,1	598	256	146
10	490	26,3	44	6,1	13,7	59,3	44,5	599	169	232

El rendimiento promedio varió entre 2239-4149 kg ha^{-1} para AO y 2.562-4.772 kg ha^{-1} para C, siendo la respuesta a N significativa en el 50% de los sitio y similar para ambos genotipos (586 y 597 kg ha^{-1} para AO y C, respectivamente). En lo que respecta a la A_G, la misma fue de 54,2% (rango 50,7-57,2%) y 55,7% (rango 53,5-57,8%) para AO y C, respectivamente. Además, la A_G no fue afectada por la aplicación de N ($P > 0,05$). Similares resultados fueron informados por Ruffo *et al*. (2003). No obstante, Ping Li *et al*. (2017) han determinado disminuciones en A_G frente aumentos en la disponibilidad de N. Los valores de rendimiento y A_G informados en el presente estudio coinciden con los reportados por ASAGIR (2014) para el SEB, lo cual se explicaría por las condiciones meteorológicas favorables en la mayoría de los sitios (Tabla 1).

La P_G promedio fue de 15,1% (rango 12,3-17,8%) y 12,0% (rango 10,3-13,9%) para genotipos AO y C, respectivamente. Estos valores se encuentran dentro del rango de 12-18% informado por Echeverría (2008). Al igual que lo observado para rendimiento y A_G, los valores de P_G elevados se explican en parte por las adecuadas condiciones climáticas (Tabla 1). Por otra parte, para P_G se determinó interacción entre sitio y dosis de N para ambos tipos de genotipos, lo cual se explicaría en parte por la diferente disponibilidad inicial de N en los distintos sitios (Tabla 1). En la Figura 1 se presenta el efecto positivo del N sobre la P_G para ambos tipos de genotipos, siendo mayor la P_G en los AO para todo el rango de variación de N. En general, los AO si bien tuvieron mayor P_G, la A_G fue menor respecto a los C. Esta aparente contradicción podría explicarse por la variación en la concentración de carbohidratos almacenados en los granos (Alberio *et al*., 2015), los cuales no fueron medidos en este trabajo. Similares resultados han sido reportados por González-Pérez (2015). Ping Li *et al*. (2017) observaron que aplicaciones tardías de N incrementaron la P_G. No obstante, en dicha Figura se observa para un mismo valor de N diferentes valores de P_G, lo cual estaría indicando que parte de la variabilidad en los valores de P_G se explicarían por el efecto propio de cada sitio.

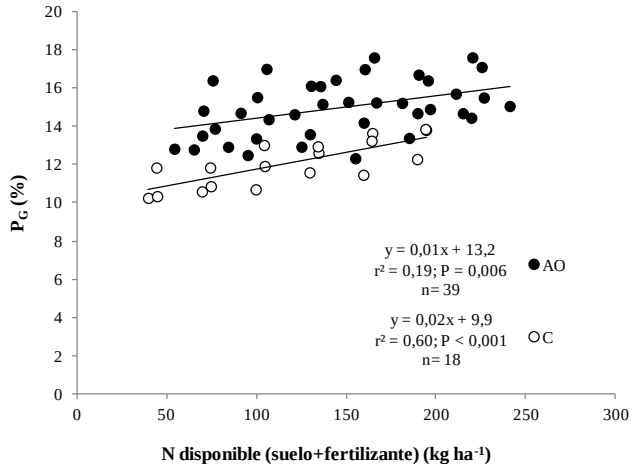


Figura 1. Relación entre la concentración de proteína en grano (P_G) y la disponibilidad de nitrógeno (suelo + fertilizante) para genotipos alto oleico (AO) y convencionales (C). n = numero de casos.

Se ajustó un modelo de regresión incorporando distintas variables edafoclimáticas de sitio. Se observó que la disponibilidad de N, la concentración superficial de Li + As (%) y las Pp (mm) desde el estadio de 6 hojas (V_6) a

floración explicaron el 69% y 91% de la variación de la P_G para AO y C, respectivamente (Tabla 2). Suelos con mayor contenido de Li + As y sin limitaciones hidricas entre V_6 y floración, presentarían mayor eficiencia de captación de N. Es válido recordar que en dicho periodo se absorbe el 75% del total de N por parte del cultivo (Massignam *et al*., 2009).

Tabla 2. Parámetros de un modelo para predecir la concentración de proteína de grano (P_G) segun las variables seleccionadas mediante el procedimiento STEPWISE: nitrógeno del suelo más fertilizante (Ns + Nf), contenido de limo más arcilla (Li + As) y precipitaciones desde V_6 a floración (Pp V6 a F). AO: alto oleico. C: convencional.

Genotipo	Proteína (%)				
	Variable	Parámetro	P valor	r^2 parcial	r^2
AO	Ordenada	3,43			0,69
	Ns (0-60 cm) + Nf (kg ha^{-1})	0,01	< 0,001	0,19	
	Li + As (0-20 cm) (%)	0,15	< 0,001	0,05	
	Pp V_6 a F (mm)	0,03	< 0,001	0,45	
C	Ordenada	$-8{,}74 \times 10^{2}$			0,91
	Ns (0-60 cm) + Nf (kg ha^{-1})	$1{,}73 \times 10^{-2}$	< 0,001	0,62	
	Li + As (0-20 cm) (%)	6,07	0,02	0,25	
	Pp V_6 a F (mm)	4,21	0,02	0,04	

La P_S fue afectada por el genotipo y por la dosis de N pero no hubo interacción significativa entre ambos factores. El valor promedio de P_S fue de 44,0% en AO y 38,8% en C (Figura 2a). Estos resultados demuestran que el mayor nivel de P_G de los AO se tradujo en mayores P_S respecto a los C (Figura 1 y 2). Dauguet *et al*. (2016) recolectaron muestras de semillas en Francia y determinaron que el genotipo incrementó la P_G y, consecuentemente, la P_S.

La aplicación de N tuvo un efecto positivo sobre la P_S. El valor promedio de P_S fue de 37,9% y 43,5% para 0 y 150 kg N ha^{-1}, respectivamente (Figura 2b). Por lo tanto, la aplicación de N permitió incrementar la P_G en promedio 2,5 (± 0,9) puntos porcentuales, que se tradujeron en incrementos en la P_S en promedio de 5,6 (± 3,7) puntos porcentuales. Estos valores resultaron similares a los informados por Merrien *et al*. (1988) quienes reportaron que diferencias en 1-2% de proteína en grano podrían representar diferencias en el porcentaje de proteína en los pellets de hasta 5%, asumiendo similar grado de descascarado y extracción de aceite.

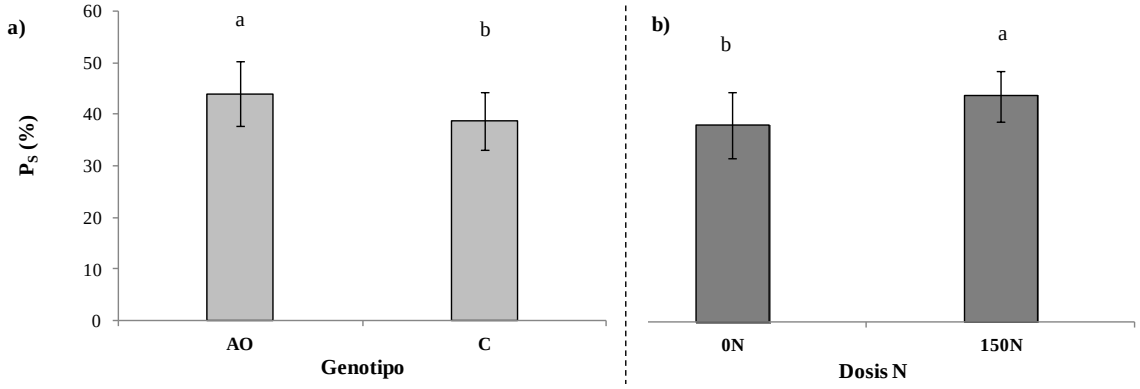


Figura 2. Concentración de proteína en subproductos (P_S) para **a)** genotipos alto oleico (AO) y convencionales (C) y **b)** tratamiento control (0N) y fertilizado (150 kg N ha^{-1}). Letras mayúsculas y minúsculas indican diferencias significativas (P <0,05) para los diferentes tratamientos.

Los valores de P_S se ubicaron dentro del rango informado por Pedroche (2015) (20-60% de proteína) para condiciones similares a las del presente trabajo. Además, los mismos fueron iguales o superiores al 30% (Figura 2), porcentaje base especificado dentro de las normas de comercialización de subproductos de girasol (InfoLeg, 2015). No obstante, si el P_S es igual o superior al 36%, es posible obtener precios diferenciales en el mercado de comercialización (De Figueiredo *et al*., 2015). A modo de ejemplo, para el año 2015 se obtenía un precio diferencial de 70-80 € tn^{-1}. Según Dauguet *et al*. (2016), con valores de P_S de 36% se obtienen precios que equivalen al 70% del precio de los pellets de soja, mientras que con 29% de P_S solo del 43%. En el presente trabajo, para los AO, se determinaron valores de P_S de 36% o superiores tanto para los tratamientos 0 kg N ha^{-1} como 150 kg N ha^{-1}. No obstante, para los C, en general, sólo los tratamientos fertilizados superaron dicha P_S, lo cual estaría asociado a la menor P_G respecto a los AO. Esto evidencia el

efecto del genotipo (Dauguet *et al*., 2016) y del N sobre P_S (Andrianasolo *et al*., 2016). Si bien en varios trabajos se ha observado mayor calidad y estabilidad de la composición del aceite de los genotipos AO respecto a los C (Del Gatto *et al*. 2015; y Alberio *et al*., 2015), es la primera vez que se pone en evidencia la mayor calidad de los mismos debido a su mayor P_G y P_S. Es de gran importancia para la industria contar con partidas de granos que les permitan obtener pellets con alta P_S sin perjudicar el rendimiento ni la A_G. Estos resultados posicionan mejor a estos genotipos en el mercado de girasol.

CONCLUSIONES

El genotipo y la disponibilidad de N afectaron la P_G y P_S. Los genotipos AO presentaron mayores valores de P_G y P_S que los C. Además, la fertilización con N permitió obtener mayor P_G lo cual se tradujo en incrementos de P_S. Por lo tanto, una adecuada nutrición con N permitiría obtener mejores valores de P_G y P_S mejorando la calidad de los granos y subproductos en ambos tipos de genotipo.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue posible gracias al apoyo financiero de IPNI, Laboratorio de Suelos Fertilab, Proyecto AGR447 / 14 UNMdP (Prognosis de macronutrientes en cultivos extensivos relevantes) y Fondo de Investigación Científica y Tecnológica 18 (FONCyT) (Proyecto PICT 2016-0304).

BIBLIOGRAFÍA

- Agüero, M; V Pereyra; L Aguirrezábal & J Lúquez. 1999. Rendimiento de grano y porcentaje de aceite de híbridos de girasol "alto oléico" cultivados en Argentina. Agriscientia. 16: 49-53.
- Alberio, C; N Izquierdo & L Aguirrrezábal. 2015. Sunflower crop Physiology and Agronomy. En: Martínez-Force, E; N Dunford & J Salas. (Eds.). Sunflower: chemistry, production, processing and utilization. AOCS Press: Urbana, IL USA. Pp. 53-91.
- Andrianasolo, F; L Champolivier; P Debaeke & P Maury. 2016. Source and sink indicators for determining nitrogen, plant density and genotype effects on oil and protein contents in sunflower achenes. Field Crops Res. 192: 33-41.
- ASAGIR. 2014. Asociación Argentina de girasol. Tecnología: Evaluación de cultivares. Campaña 2012-2013. http://www.asagir.org.ar/ (consulta 10.05.14).
- Bray, RH & LT Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. Soil Sci. 59: 39-45.
- Dahnke, W. 1971. Use of the nitrate specific ion electrode in soil testing. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 2: 73-84.
- Dauguet, S; F Labalette; F Fine; P Carré; A Merrien & JP Palleau. 2016. Genetic impact on protein content and hullability of sunflower seeds, and on the quality of sunflower meal. OLC. 23(2).
- De Figueiredo, A; L Rodríguez; M Fernández; I Riccobene & S Nolasco. 2015. Loss of lipid material during the dehulling of oilseeds with different structural characteristics. J Food Sci. Technology. 52: 7934-7943.
- Del Gatto, A; C Mengarelli; E Pedretti; D Duca; S Pieri; L Mangoni; M Signor; S Raccuia & M Melilli. 2015. Adaptability of sunflower (*Helianthus annuus* L.) high oleic hybrids to different Italian areas for biodiesel production. Industrial Crops and Products. 75: 108-117.
- Diovisalvi, N; G Studdert; N Reussi Calvo; G Dominguez & A Berardo. 2014. Estimating soil particulate organic carbon through total soil organic carbon. Ci. Suelo. 32: 85-94.
- Echeverría, H. 2008. Nutrición y diagnóstico de nitrógeno en girasol. Agromercado. 46: 20-25.
- Gaggioli, C; E Noellemeyer & A Quiroga. 2015. Productividad de híbridos de girasol diferenciados en calidad de aceite en dos suelos contrastantes de la región semiárida pampeana. 2° Jornadas Nacionales de Suelos de Ambientes Semiáridos, 2015.
- González-Pérez, S. 2015. Sunflower proteins. En: Martínez-Force; Turgut Dunford, N.; Salas, J. (eds.), Sunflower: chemistry, production, processing & utilization, AOCS PRESS Urbana, Illinois, US, pp. 331-393.
- Izquierdo, N & L Aguirrezábal. 2008. Genetic variability in the response of fatty acid composition to minimum night temperature during grain filling in sunflower. Field Crop Res. 106: 116-125.
- INFOLEG. 2015. Información Legislativa. Subproductos oleaginosos. <http://infoleg.mecon.gov.ar/> (consulta 10.11.15).
- Jones, DB. 1941. Factors for converting percentages of nitrogen in foods and feeds into percentages of proteins, Washington, DC: US Department of Agriculture. Pp. 1-22.

- Jung, S; D Rickert; N Deak; E Aldin; J Recknor; L Johnson & P Murphy. 2003. Comparison of Kjeldahl and Dumas methods for determining protein contents of soybean products. J. Am. Oil Chem. Soc. 80: 1169–1173.
- Keeney, DR. 1982. Nitrogen-availability indeces. En: Page, A. L. et al. (eds.), Methods of soil analysis, Part 2, Chemical and microbiological properties ASA-SSSA, Madison, Wisconsin, EEUU. Pp. 711-733.
- Massignam, AA; SC Chapman; GL Hammer & S Fukai. 2009. Physiological determinants of maize and sunflower grain yield as affected by nitrogen supply. Field Crop Res. 113: 256–267.
- Merrien, A; A Quinsac & C Maisonneuve. 1988. Variabilite de l'teneur en proteines des graines de tournesol en relation avec l'etat proteique foliare. En: Proc. 12th Int. Sunflower Conf., Novi-Sad, Yugoslavia, pp. 158-169.
- Pedroche, J. 2015. Utilization of Sunflower Proteins. En: Martínez-Force; Turgut Dunford N.; Salas, J. (eds.), Sunflower: chemistry, production, processing and utilization, AOCS PRESS Urbana, Illinois.US. Pp. 395-553.
- Peyronnet, C; F Pressenda; A Quinsac & P Carré. 2012. Impact du décorticage du tournesol sur la valeur nutritionnelle et l'intérêt économique des tourteaux en fabrication d'aliments composés. Oléagineux, Corps gras, Lipides, 19: 341-346.
- Ping Li, W; H Bin Shi; K Zhu; Q Zheng & Z Xu. 2017. The quality of sunflower seed oil changes in response to nitrogen fertilizer. J. Agron. 109: 2499-2507.
- R Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Versión 3.1.2. http://www.R-project.org (consulta 10.05.14).
- Reussi Calvo, N; M Calandroni; G Studdert; F Cabria; N Diovisalvi & A Berardo. 2014. Nitrógeno incubado en anaerobiosis y materia orgánica en suelos agrícolas de Buenos Aires. Actas 24° Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Bahía Blanca, mayo 2014. En CD.
- Ruffo, M; F García; G Bollero; K Fabrizzi & R Ruiz. 2003. Nitrogen balance approach to sunflower fertilization. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 34: 2645–2647.
- Sainz Rozas, H, H Echeverria & H Angelini. 2011. Niveles de carbono orgánico y pH en suelos agrícolas de la región pampeana y extrapampeana argentina. Ci. Suelo. 29: 29-37.
- Sainz Rozas, H; M Eyherabide; H Echeverría; P Barbieri; H Angelini; G Larrea; G Ferraris & M Barraco. 2013. Cuál es el estado de la fertilidad de los suelos argentinos? En: Simposio Fertilidad 2013. IPNI Cono Sur-Fertilizar, Rosario, Mayo 2013.
- Zamora, M & J Massigoge. 2008. Fertilización de girasol con nitrógeno y azufre bajo siembra directa en el centro sur bonaerense. Actas 21° Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de los Funes, mayo. 2008. En CD.

C3P30. COMPARACIÓN DE MÉTODOS PARA DETERMINAR NITRÓGENO EN GRANO DE GIRASOL

Diovisalvi, Natalia[1]*; Izquierdo, Natalia[2, 3];Reussi Calvo, Nahuel[1, 2, 3] y Echeverría, Hernán[2].

[1]Fertilab, Moreno 4524, (7600) Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina. [2]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Unidad Integrada Balcarce, Ruta Nac. 226 km 73,5, Balcarce, Buenos Aires, Argentina. [3]CONICET. ndiovisalvi@laboratoriofertilab.com.ar

RESUMEN

En girasol (*Helianthus annuus* L.) la determinación de la concentración de N total en grano (N_T) permite obtener el contenido de proteína de los mismos, el cual es importante para determinar la calidad de los subproductos o pellets. Por lo tanto, es fundamental contar con métodos que permitan determinar la N_T con exactitud y precisión. El objetivo del presente trabajo fue comparar los métodos de NIRS y Kjeldahl para la cuantificación de N_T en grano de girasol con respecto al método de Dumas, tomado como método de referencia. Se seleccionaron 84 muestras de grano de girasol pertenecientes a una red de ensayos del Sudeste Bonaerense, las cuales se molieron y secaron a 60ºC hasta peso constante. Se determinó N_T con el método de Dumas, Kjeldahl y NIRS. Si bien Dumas fue en promedio el método más exacto (sesgo= 0,04 y diferencia relativa porcentual= 2,48), se determinó estrecha asociación entre los valores de N_T determinados por NIRS y Kjeldahl respecto a los determinados por Dumas (r^2= 0,93 y 0,83, respectivamente). Por lo tanto, el NIRS sería una alternativa promisoria debido a su bajo costo por muestra respecto a Dumas y a que no utiliza productos químicos respecto a Kjeldahl. Además, presenta la ventaja adicional de poder determinar otros componentes del grano (humedad, porcentaje de aceite, ácidos grasos, etc.) junto con la determinación de N_T. No obstante, estos resultados son preliminares y deberían ser evaluado para otros órganos de la planta y un mayor rango de condiciones.

Palabras claves: Dumas, Kjeldahl, NIRS.

INTRODUCCIÓN

En girasol (*Helianthus annuus* L.), el nitrógeno (N) es el principal nutriente que afecta el rendimiento y la calidad de los granos (Alberio *et al*., 2015). La determinación de la concentración de N total en grano (N_T) permite obtener el contenido de proteína de los mismos mediante el empleo de un factor de conversión (Proteína= N_T * 5,3) (Jones, 1941). Conocer la proteína en grano es importante para determinar la calidad de los subproductos o pellets (González-Pérez, 2015; Dauguet *et al*., 2016) dado que se ha informado que diferencias en 1-2% de proteína en grano podrían representar diferencias de hasta 5% en la concentración proteica de los subproductos (P_S) (Merrien *et al*., 1988; Diovisalvi *et al*., 2018). Por lo cual, es fundamental contar con métodos que permitan determinar la N_T con exactitud y presición.

Se han desarrollado diferentes técnicas analíticas que permiten cuantificar el contenido de N_T. El método utilizado internacionalmente en los laboratorios como método de rutina debido a su bajo costo, es el método de Kjeldahl (Kjeldahl, 1883). El mismo se basa en la digestión de la muestra con ácido sulfúrico a más de 250 ºC en presencia de catalizadores. El N orgánico se reduce a sulfato de amonio, que se destila en presencia de hidróxido de sodio, liberando gas amoniacal. El destilado se recoge en solución de ácido bórico, y los aniones de borato formados son titulados con una solución de ácido sulfúrico estandarizada. Los miliequivalentes de ácido necesarios para la titulación se utilizan para determinar el contenido de N en la muestra. Sin embargo, este método tiene las desventajas de usar productos muy corrosivos y / o tóxicos para la salud humana, demandar mucho tiempo y múltiples pasos que proporcionan oportunidades de error (Jung *et al*., 2003).

El método de Dumas constituye una alternativa al método de Kjeldahl debido a que es un método rápido (<5 minutos por muestra), preciso, puede ser semiautomático y evita el uso de materiales corrosivos y/o químicos, lo cual lo convierte en un procedimiento relativamente seguro (Jung *et al*., 2003). Este método consiste en la combustión seca a altas temperaturas (950 ºC) de la muestra (conversión de todas las formas de N a óxidos de N y reducción a N gaseoso) y posterior medición por termoconductividad mediante un analizador TruSpec CN (LECO, 2010). Varios estudios han comparado la efectividad del método de Dumas respecto al método de Kjeldahl para diversos productos. Solo en los casos de productos con altas concentraciones de nitrato, el método Dumas sobreestimó los valores de N_T debido a que mide formas de N inorgánico que no son determinadas por el método Kjeldahl (Simonne *et al*., 1997). Sin embargo, en harinas proteicas de soja, granos de cereales y productos lácteos, ambos métodos han demostrado valores similares de N_T. No

obstante, Dumas no ha sido ampliamente adoptado en los laboratorios de rutina debido al elevado costo por muestra (Jung *et al*., 2003).

Frente a esta situación, la espectroscopia de reflectancia infrarroja cercana (NIRS) es una técnica de gran aplicación para el análisis de diferentes características de calidad de los alimentos y productos agrícolas debido a que se trata de un método no destructivo, rápido y sencillo (Shenk & Westerhaus, 1993, Batten, 1998). El principio de NIRS se basa en medir la reflección de la luz de ciertos productos (longitud de onda 1100-2500 nm), la cual dará información de la composición del mismo (Murray, 1993; Batten, 1998). Es un método indirecto, que requiere calibración del equipo con valores de referencia para determinar un compuesto específico, por ejemplo, proteína en harina de soja (Sáez-Plaza *et al*., 2013). Granos de cereales han sido clasificados en función de su concentración proteíca y humedad mediante el empleo del NIRS (Osborne *et al*., 1993; Williams, 2001). En granos de girasol, se ha determinado el contenido de aceite y la composición de ácidos grasos mediante el empleo de esta técnica (Velasco *et al*., 1999, Velasco *et al*,. 2004). Además, el NIRS a diferencia del método de Kjeldahl no emplea productos químicos y, además a diferencia de Dumas el costo por muestra es bajo. Estos aspectos lo vuelven una alternativa interesante para ser utilizado como método de rutina en los laboratorios de análisis (Velasco *et al*., 1999). El objetivo del presente trabajo fue comparar los métodos de NIRS y Kjeldahl utilizados para la cuantificación de N_T en grano de girasol con respecto al método de Dumas, tomado como método de referencia.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se tomaron 84 muestras de grano de girasol pertenecientes a una red de 10 ensayos de fertilización nitrogenada realizada durante la campaña 2014-2015 en el sudeste bonaerense (SEB). Las muestras se seleccionaron con el objetivo de cubrir un amplio rango de variación de N_T (desde 1,75 hasta 3,80% tomando a Dumas como referencia). Las muestras de grano entero fueron secadas durante 24 hs a 50 °C y luego trituradas (< 1mm) y homogeneizadas. Antes de ser pesadas, independientemente del método utilizado, se secaron a 60ºC hasta peso constante. Los resultados de N_T fueron expresados en base seca.

Para la determinación de N_T mediante el método de Dumas (combustión seca), se pesaron 0,2 gr de muestra seca y molida. La combustión de la muestra se realizó a 950°C utilizando oxígeno de alta pureza (99,9%). El producto de la combustión (N gaseoso) es filtrado, secado y cuantificado por medio de una celda de radiación infrarroja. Se utilizó el analizador TruSpec CN (LECO, 2010). Para la calibración del equipo se utilizaron estándares de grano certificados por la empresa Leco.

Para la determinación de N_T mediante el método de Kjeldahl (combustión húmeda) (Kjeldahl, 1883) se pesaron 0,1 gr de muestra seca y molida en tubos de ensayo de 70 ml. Se agregó 1,1 gr de catalizador y 4 ml de H_2SO_4 concentrado. Luego se sometió a calentamiento en el digestor (270 ºC) hasta que el digesto adquirió un color verde claro (aproximadamente 1 hora 45 minutos). Una vez fríos, los tubos se llevaron a 50 ml con agua destilada y se mezcló bien la solución. Se tomó una alícuota de 10 ml agregando 10 ml de solución de NaOH al 45% y se procedió a la destilación. Se recogieron entre 35-40 ml del destilado sobre 5 ml de solución indicador mixto–H_3BO_3. Posteriormente se tituló con H_2SO_4 0,005 N hasta que la muestra viró de verde a rosa. El cálculo del porcentaje de N_T se realizó mediante la siguiente fórmula:

$$N_T\ (\%) = \frac{((M-B)\ ml \times N \times 14 \times 50 \times 100)}{(1000 \times 10 \times 0{,}1)}$$

donde M y B: mililitros de H_2SO_4 gastados en la titulación de la muestra y del blanco, respectivamente; 14: peso equivalente del N; 0,1: peso de la muestra; N: normalidad del H_2SO_4; 50: volumen total de la muestra; 10: volumen destilado.

En lo que respecta al empleo del NIRS (NIRSystems, USA) para la determinación de N_T, las muestras molidas fueron estabilizadas a temperatura ambiente y luego colocadas individualmente en una cápsula. Es importante que la superficie de la muestra en dicha cápsula quede lisa y pareja. Luego se procede a la lectura de la misma. Las condiciones del equipo se ajustaron con el objetivo de recolectar aproximadamente 115 espectros de cada muestra en menos de un minuto a modo de asegurarse representatividad en la medición. Luego, dichos espectros fueron promediados para obtener el valor final.

Por otra parte, para cada método se determinó la exactitud, la cual está definida por la veracidad (parámetro de posición) y la precisión (parámetro de dispersión). Para tal fin se emplearon dos estándares internos de grano de girasol con diferente concentración de N (Leco Corp. $N_{T\text{-}alto}$ = 3,80 % y $N_{T\text{-}bajo}$ = 1,75 %) y se realizaron 3 repeticiones por cada método. La veracidad indica la proximidad entre el promedio de los resultados y el valor verdadero (OAA, 2008). Se evaluó a través de la medición del sesgo (diferencia entre el valor medio observado y el valor de referencia) y de la diferencia relativa porcentual (DRP) (INTI, 2013). En cambio, la precisión es la proximidad entre los resultados de mediciones independientes. Una forma de evaluarla es por medio de la repetibilidad, aplicando un mismo procedimiento, sobre una misma muestra, con el mismo operador, en intervalos cortos de tiempos, utilizando el mismo equipamiento, dentro de un mismo laboratorio (OOA, 2008). Dicha repetibilidad de los métodos se evaluó mediante el coeficiente de variación (CV).

Para comparar las medias de los porcentajes de N_T cuantificado por los métodos de Dumas, Kjeldahl y NIRS se realizó el análisis de varianza utilizando el procedimiento PROC GLM (R Core Team, 2014). Cuando hubo diferencia significativa entre los tratamientos se empleó el test de la diferencia mínima significativa (LSD), con un nivel de significancia del 5%. Se realizó análisis de correlación y regresión lineal de los métodos y se evaluó si las regresiones diferían en pendiente y ordenada al origen con la recta 1:1, mediante la variable Dummy con una significancia del 5%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para las muestras patrón de N_T, si bien los desvíos estándar (DE) fueron bajos y los CV inferiores al 5%, los promedios mostraron diferencias significativas entre los distintos métodos (Tabla 1). Estas diferencias podrían surgir como consecuencia de utilizar pocas repeticiones para cada técnica (n=3). No obstante, desde el punto de vista práctico las diferencias entre las medias fueron pequeñas, principalmente entre Dumas y Kjeldahl para $N_{T\text{-}alto}$ (0,07 puntos porcentuales) y entre Dumas y NIRS para $N_{T\text{-}bajo}$ (0,11 puntos porcentuales).

La exactitud de los métodos evaluados difirió para los dos estándares internos de grano de girasol (Leco Corp. $N_{T\text{-}alto}$ = 3,80 % y $N_{T\text{-}bajo}$ = 1,75 %). Se observó que para $N_{T\text{-}alto}$ el método más exacto fue Dumas debido a que presentó el menor sesgo y DRP. No obstante, si bien Dumas mostró un CV algo superior a NIRS (0,10%), dicho valor fue aceptable (< 5%). En cambio, para $N_{T\text{-}bajo}$ NIRS fue el método que mostró mayor exactitud debido al menor CV, sesgo y DRP respecto a los demás métodos evaluados (Tabla 1). Blanco & Villarroya (2002) informaron que los resultados con NIRS tienen una precisión similar a la de otros métodos analíticos debido a la escasa manipulación de las muestras. No obstante, en promedio el método que presentó menor sesgo y DRP fue Dumas (0,04% y 2,48, respectivamente), por lo tanto fue considerado el método más exacto (mayor verasidad y precisión) en la determinación de N_T. Similares resultados fueron informados por Eyherabide *et al*. (2014) para la determinación de carbono total en muestras de suelo.

Tabla 1. Promedio (%), desvío estándar (DE), coeficiente de variación (CV) (%), sesgo (%) y diferencia relativa porcentual (DRP) para dos estándares de referencia de Leco de grano de girasol con diferente concentración de nitrógeno total ($N_{T\text{-}alto}$ y $N_{T\text{-}bajo}$), determinado por los métodos Dumas, Kjeldahl y NIRS.

Estándar	Método	Promedio (%)	DE	CV (%)	Sesgo (%)	DRP
$N_{T\text{-}alto}$	Dumas	3,79*a	0,03	0,81	- 0,01	- 0,18
	Kjeldahl	3,72*b	0,03	0,82	- 0,08	- 2,19
	NIRS	3,54*c	0,03	0,71	- 0,26	- 6,75
$N_{T\text{-}bajo}$	Dumas	1,84*a	0,03	1,57	0,09	5.14
	Kjeldahl	1,55*c	0,03	1,63	- 0,20	- 11,43
	NIRS	1,73*b	0,02	1,16	- 0,02	- 1,14

*Valor de referencia del estándar Leco Corp. **NT-alto = 3,80 %** y **NT-bajo = 1,75 %.** Letras minúsculas distintas en sentido vertical, indican diferencias estadísticamente significativas dentro de cada Valor Estándar de N_T con una DMS 5% de probabilidad.

En la Tabla 2 se presentan los valores medios, máximos, mínimos y DE de N_T en grano de girasol para cada método. Los valores máximos y mínimos indicaron que se cubrió un amplio rango de variación de N_T. A diferencia de lo observado para las muestras patrón, no hubo diferencias significativas (p = 0,76) entre las medias de los distintos métodos, lo cual indicaría que cualquiera de los mismos podría ser utilizado indistintamente para determinar N_T. Este comportamiento podría ser explicado en parte por el mayor número de muestras analizadas (n=68) respecto de la muestra patrón (n=3). Además, los valores de DE fueron bajos y similares entre métodos lo cual indicaría el adecuado comportamiento de los mismos.

Tabla 2. Promedio (%), valor máximo, valor mínimo y desvío estándar (DE) para los valores de N total (N_T) en grano de girasol determinados por los métodos Dumas, Kjeldahl y NIRS.

N_T	Dumas	Kjeldalh	NIRS
Promedio (%)	2,52 a	2,42 a	2,47 a
Máximo (%)	3,80	3,71	3,54
Mínimo (%)	1,75	1,57	1,71
DE	0,45	0,43	0,38

Letras minúsculas distintas en sentido vertical, indican diferencias estadísticamente significativas dentro de cada Valor Estándar de N_T con una DMS 5% de probabilidad.

Se determinó relación significativa ($p < 0,001$) entre el contenido de N_T determinado por el método de NIRS ó Kjeldahl con el determinado por el método de referencia de Dumas (Figuras 1a y 1b, respectivamente). También fue significativa la relación entre el contenido de N_T determinado por NIRS respecto a Kjeldahl (Figura 1c). En todos los casos, los coeficientes de determinación fueron mayores al 80% y la correlación significativa ($p < 0,001$) entre las distintas técnicas. Estos resultados indicarían que cualquiera de los métodos podría ser utilizado para la determinación de N_T. Sin embargo, la relación entre el contenido de N_T determinado por NIRS y Dumas fue la que mostró el mayor grado de asociación (r^2=0,93) (Figura 1a) y mayor coeficiente de correlación (r=0,96). La correlación entre los demás métodos fue levemente inferior (r =0,91 para Kjeldahl-Dumas y 0,90 para NIRS-Kjeldahl). Watson & Galliher (2002) reportaron estrecha correlación (r=0,965) entre el método de Kjeldahl y Dumas en la determinación del contenido de N_T en productos agrícolas (semillas y tejidos de plantas, estiércol, agua de pozo). Según estos autores la correlación mejoró a 0,996 cuando se eliminaron las muestras con elevados valores de nitrato. Varios autores informaron que el procedimiento de Dumas mostró resultados de N_T para suelo y productos vegetales comparables a los obtenidos con el procedimiento Kjeldahl (Bremner, 1996; Simonne *et al*., 1997).

No obstante, en todos los casos (NIRS- Dumas, Kjeldahl-Dumas y NIRS-Kjeldahl) la pendiente de las diferentes relaciones difirió de 1 ($p < 0,001$); y la ordenada al origen difirió de 0 ($p < 0,001$). Esto indicaría que dichas metodologías difieren en la determinación de N_T. Los métodos de NIRS y Kjeldahl a elevadas concentraciones de N_T subestimaron los valores de N_T respecto a Dumas (Figura 1a y 1b respectivamente). Sin embargo, a bajos valores de N_T ambos métodos tuvieron similar comportamiento respecto a Dumas (Figura 1a y 1b). Jung *et al*. (2003) informaron que los valores de N_T en productos derivados de la soja determinados con el método de Kjeldahl fueron levemente inferiores a los determinados por Dumas. No obstante, Simonne *et al*. (1997) informaron que en productos con altas concentraciones de nitrato Dumas sobreestimó los valores de N_T debido a que este método mide formas de N inorgánico que no son determinadas por el método Kjeldahl. Por otra parte, al comparar los valores de N_T determinados por NIRS respecto a Kjeldahl, se pudo observar que NIRS a bajas concentraciones de N_T sobreestimó los valores respecto a Kjeldahl, mientras que a altas concentraciones subestimó dichos valores (Figura 1c).

Estos resultados indicarían que para el amplio rango de N_T, Dumas fue el método que mostró mejor comportamiento y mayor exactitud. No obstante, considerando que los valores más frecuentes de proteína en grano de girasol se encuentran entre 12-18% (Echeverría, 2008), es decir 2,26-3,39% de N_T, los métodos de NIRS o Kjeldahl podrían ser una alternativa confiable respecto a Dumas debido al similar comportamiento para dicho rango. Por otra parte, NIRS a diferencia del método de Kjeldahl presenta mayor exactitud, no emplea productos químicos ni genera residuos tóxicos, demanda poco tiempo, es sencillo y no es una técnica destructiva, requiere una mínima preparación de la muestra (Velasco *et al*., 1999; Blanco & Villarroya, 2002; Bosco, 2010). Además, NIRS es un método de bajo costo respecto a Dumas (Velasco *et al*., 1999). Sumado a esto, lo que lo diferencia totalmente es que permite la determinación de la concentración de aceite, además de N_T (Velasco *et al*., 1999; Blanco & Villarroya, 2002; Velasco *et al*,. 2004). Por lo tanto, los resultados obtenidos en este trabajo indicarían que el NIRS sería una alternativa superadora respecto al método tradicional de Kjeldahl y al método de referencia de Dumas. Blanco & Villarroya (2002) informaron que en los últimos años, NIRS ha ganado amplia aceptación en diferentes campos por sus ventajas sobre otras técnicas analíticas, principalmente por la rapidez de análisis. No obstante, estos resultados son preliminares y deberían ser evaluados con un mayor número de muestras y para otros órganos de la planta.

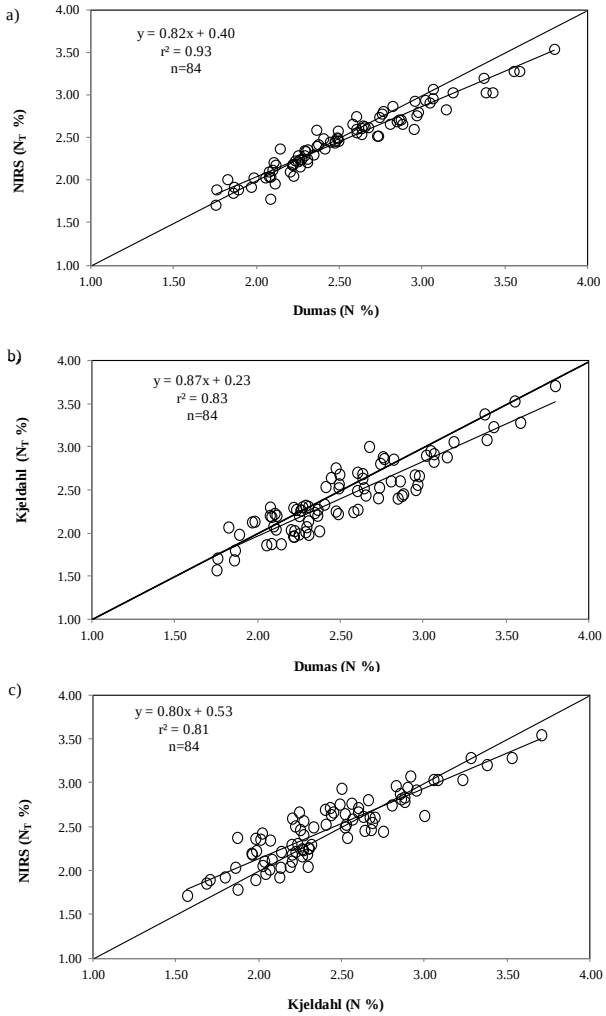


Figura 1. Relación entre el porcentaje de nitrógeno total (N_T) en grano de girasol determinados por a) NIRS y b) Kjeldahl respecto a Dumas y, c) NIRS respecto a Kjeldahl. Línea punteada equivale a la recta 1:1. n = numero de casos.

CONCLUSIONES

El método de Dumas fue en promedio el método más exacto (mayor veracidad y precisión) para la determinación de N_T en grano de girasol. No obstante, el NIRS y Kjeldahl presentaron estrecha asociación con dicho método. En este escenario, NIRS sería una alternativa confiable y superadora respecto a las demás técnicas dado que presenta bajo costo por muestra, es rápido, sencillo, no emplea productos químicos y, principalmente, presenta la ventaja de poder determinar otros componentes del grano (humedad, porcentaje de aceite, ácidos grasos, etc.) junto con la determinación de N_T. Si bien estos resultados son un avance en la temática debido a la falta de información para muestras de grano de girasol, los mismos son preliminares y deberían ser evaluados para otros órganos de la planta y un mayor rango de condiciones.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue posible gracias al apoyo financiero de Laboratorio de Suelos Fertilab, Proyecto AGR447 / 14 UNMdP (Prognosis de macronutrientes en cultivos extensivos relevantes) y Fondo de Investigación Científica y Tecnológica 18 (FONCyT) (Proyecto PICT 2016-0304).

BIBLIOGRAFÍA

- Alberio, C; N Izquierdo & L Aguirrrezábal. 2015. Sunflower crop Physiology and Agronomy. En: Martínez-Force, E; N Dunford & J Salas. (Eds.). Sunflower: chemistry, production, processing and utilization. AOCS Press: Urbana, IL USA. Pp. 53-91.

- Batten, GD. 1998. Plant analysis using near infrared reflectance spectroscopy: the potential and the limitations. Aus. J. Exp. Agric. 38: 697–706.
- Blanco, M & I Villarroya. 2002. NIR spectroscopy: a rapid-response analytical tool. TrAC Trends Anal. Chem. 21: 240-250.
- Bosco, GL. 2010. James L. Waters Symposium 2009 on near-infrared spectroscopy. TrAC Trends Anal. Chem. 29: 197-208.
- Bremner, JM. 1996. Nitrogen-total. En: JM Bartels (Ed.). Methods of Soil Analysis, part 3: Chemical Methods. Madison, Wisc: SSSA. Pp: 1085-1121.
- Dauguet, S; F Labalette; F Fine; P Carré; A Merrien & JP Palleau. 2016. Genetic impact on protein content and hullability of sunflower seeds, and on the quality of sunflower meal. OLC. 23(2).
- Diovisalvi, N; N Reussi Calvo; N Izquierdo; G Divito; H Echeverría & F García. 2018. Effects of genotype and nitrogen availability on grain yield and quality in sunflower. Agron. J. En Revisión.
- Echeverría, H. 2008. Nutrición y diagnóstico de nitrógeno en girasol. Agromercado. 46: 20-25.
- Eyherabide, M; H Saínz Rozas; P Barbieri & HE Echeverría. 2014. Comparación de métodos para determinar carbono orgánico en suelo. Ci. Suelo. 32: 13-19.
- González-Pérez, S. 2015. Sunflower proteins. En: Martínez-Force; Turgut Dunford, N.; Salas, J. (eds.), Sunflower: chemistry, production, processing & utilization, AOCS PRESS Urbana, Illinois, US, pp. 331-393.
- INTI. 2013.Instituto Nacional de Tecnología Industrial. http:www.inti.gob.ar (consulta 26.06.13).
- Jones, DB. 1941. Factors for converting percentages of nitrogen in foods and feeds into percentages of proteins, Washington, DC: US Department of Agriculture. Pp. 1-22.
- Jung, S; D Rickert; N Deak; E Aldin; J Recknor; L Johnson & P Murphy. 2003. Comparison of Kjeldahl and Dumas methods for determining protein contents of soybean products. J. Am. Oil Chem. Soc. 80: 1169–1173.
- Kjeldahl, J. 1883. Neue Methode zur Bestimmung des Stickstoffs in organischen Körpern. Fresenius J. Anal. Chem. 22: 366–382.
- LECO. 2010. Organic application notes. http://www.leco.com (consulta 15.05.15).
- Merrien, A; A Quinsac & C Maisonneuve. 1988. Variabilite de l'teneur en proteines des graines de tournesol en relation avec l'etat proteique foliare. En: Proc. 12th Int. Sunflower Conf., Novi-Sad, Yugoslavia, pp. 158-169.
- Murray, I. 1993. Forage analysis by near infrared spectroscopy. En: Davies, A; RD Baker; SA Grant; AS Laidlaw. (Eds.) Sward Herbage Measurement Handbook. British Grassland Society. Pp. 285–312.
- OAA. 2008. Organismo Argentino de Acreditación. Guía para la validación de métodos de ensayo. Codigo: DC-LE-05. Versión: 2. Pp: 5.
- Osborne, BG; T Fearn; PH Hindle. 1993. Near Infrared Spectroscopy in Food Analysis, second ed. Longman Scientific and Technical, New York.
- R Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Versión 3.1.2. http://www.R-project.org (consulta 10.05.14).
- Sáez-Plaza, P; MJ Navas; S Wybraniec; T Michałowski & AG Asuero. 2013. An overview of the Kjeldahl method of nitrogen determination. Part II. Sample preparation, working scale, instrumental finish, and quality control. Crit. Rev. Anal. Chem. 43: 224-272.
- Shenk, J & M Westerhaus. 1993. Analysis of agriculture and food products by near infrared reflectance spectroscopy. Monograph. Dept. of Agronomy, Penn State University and Infrasoft. International, Port Matilda, PA, USA, 116p.
- Simonne, AH, EH Simonne, RR Eitenmiller & CP Cresman.1997. Could the Dumas Method Replace the Kjeldahl Digestion for Nitrogen and Crude Protein Determinations in Foods? J. Sci. Food Agric. 73:39–45.
- Velasco, L; B Pérez-Vich & JM Fernández-Martínez. 1999. Non- destructive screening for oleic and linoleic acid in single sunflower achenes by near-infrared reflectance spectroscopy. Crop Sci. 39: 219-222.
- Velasco, L; B Pérez-Vich & JM Fernandez-Martinez. 2004. Use of near-infrared reflectance spectroscopy for selecting for high stearic acid concentration in single husked achenes of sunflower. Crop Sci. 44: 93-97.
- Watson, ME & TL Galliher. 2002. Comparison of Dumas and Kjeldahl methods with automatic analyzers on agricultural samples under routine rapid analysis conditions. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 32: 2007 – 2019.
- Williams, P C. 2001. Implementation of near-infrared technology. En Near-infrared technology in the agriculture and food industries. (Ed.) P Williams & KH Norris, 145. St. Paul, Minn: Am. Assoc. Cereal Chem.

C3P31. FERTILIZACIÓN FOSFATADA CON ENMIENDAS ORGÁNICA E INORGÁNICA EN MAÍZ CHIPÁ (*Zea mays* L. subsp. amylacea (Sturtev))

Duarte, Alder D.; González, Eugenio; Quiñonez, Laura R.; Enciso, Derlis; Rasche, Jimmy W. y Leguizamón, Carlos A.

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Asunción. Avenida Mcal. López 2160. San Lorenzo, Paraguay. alderdelosantos@hotmail.com

RESUMEN

El maíz es uno de los cereales más importantes a nivel mundial y compone uno de los cultivos de subsistencia tradicional de las familias campesinas. El experimento se realizó en Ybyrarobana, Canindeyú, con el objetivo de evaluar los efectos de dosis de fósforo, con la utilización de enmiendas orgánica e inorgánica sobre la producción del maíz chipá. Las enmiendas (estiércol de bovino, ceniza de expeller de soja y testigo) ocuparon las parcelas y las dosis de P_2O_5 (0, 40, 80, 120 y 160 kg ha^{-1}) las subparcelas, estas se distribuyeron en el campo en un diseño de bloques completamente al azar, en cuatro bloques. En todos los tratamientos fueron aplicados, 80 kg ha^{-1} de N y 70 kg ha^{-1} de K_2O. Cada unidad experimental tuvo una dimensión de 5 m de largo por 3,5 m de ancho (17,5 m^2). Se determinó longitud y diámetro de espiga, peso de mil granos y rendimiento del cultivo. Todos los datos fueron sometidos a ANAVA y comparación de medias mediante el test de Tukey al 5%. En todos los parámetros analizados se observaron diferencias significativas entre las enmiendas utilizadas a excepción en la longitud de espiga. No se encontraron significancia estadística entre las dosis aplicadas de P_2O_5 en las variables analizadas, siendo la media general de longitud y diámetro de espiga, peso de mil granos y rendimiento de granos del maíz de 17,04 cm; 37,61 mm; 223 g y 4.339 kg ha^{-1}, respectivamente. El maíz chipá respondió a los tratamientos con enmiendas, en cambio, no respondió a los tratamientos con dosis de P_2O_5.

Palabras claves: fósforo, estiércol, ceniza.

INTRODUCCIÓN

El maíz es uno de los cereales más importantes a nivel mundial, se constituye como uno de los cultivos de subsistencia tradicional de las familias campesinas en el Paraguay. El Avatí chipá, es cultivado principalmente en fincas con 1 a 20 ha que representa el 88,4% de las fincas con avatí chipá según el MAG (2008), solo o asociado con otros cultivos de consumo como el poroto, zapallo, mandioca (Salhuana y Machado, 1999), generalmente parte del mismo es usado en la alimentación familiar y parte vendido para la obtención de ingresos en la finca. Según los últimos datos oficiales sobre el cultivo del maíz chipá, se tiene 80.759 ha, distribuidas en 134.835 fincas, con rendimiento promedio a nivel país de 1.062 kg ha^{-1}. En el Departamento de Canindeyú se constataron 4.962 ha de maíz chipá distribuidas en 6.200 fincas, con rendimiento promedio a nivel departamental de 1.140 kg ha^{-1} (MAG, 2008).

Fatecha (2004), sostiene que los suelos de las áreas sembradas con granos, en la Región Oriental de Paraguay son generalmente ácidos, con bajo nivel de fósforo disponible para las plantas. Por su parte, Barrios *et al.* (2010), mencionan que las extracciones de fósforo por los cultivos van empobreciendo lenta pero progresivamente a los suelos de este vital nutriente, por lo que es imprescindible realizar un buen manejo para disminuir la pérdida del mismo. Omil (2007) afirma que las cenizas además de aportar elementos primarios como fósforo y potasio, incluye la adición de otros elementos secundarios, como calcio y magnesio. El objetivo de la investigación fue evaluar los efectos de diferentes dosis de fósforo, con la utilización de enmiendas orgánica e inorgánica sobre la producción del maíz chipá.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se realizó en el Departamento de Canindeyú, Distrito de Ybyrarobana, desde septiembre de 2015 hasta febrero de 2016. El estudio se evaluó en parcelas subdivididas. Las enmiendas ocuparon las parcelas y las dosis de P_2O_5 las subparcelas, estas se distribuyeron en el campo en un diseño de bloques completamente al azar, en cuatro bloques. Las enmiendas utilizadas fueron estiércol de bovino (30 Mg ha^{-1}), ceniza de expeller de soja (870 kg ha^{-1}) y testigo (sin aplicación de enmienda). La fuente de P_2O_5 utilizada fue el Superfosfato triple, con dosis 0, 40, 80, 120 y 160 kg ha^{-1} de P_2O_5. Cada unidad experimental tuvo una dimensión de 5 m de largo por 3,5 m de ancho (17,5 m^2).

La preparación del suelo se realizó en forma convencional, la aplicación de enmiendas y fertilizantes, y la siembra se realizó de forma manual, el espaciamiento utilizado fue de 0,70 m entre hileras y 0,25 m entre plantas. La cosecha se realizó de 2,10 m^2 de cada unidad experimental, de forma manual.

Los datos obtenidos fueron sometidos a análisis de varianza según modelo de parcelas subdivididas, y cuando hubo diferencia significativa sometidos al test de Tukey al 5% de probabilidad de error y análisis de regresión para el caso de las enmiendas y las dosis de fósforo, respectivmaente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se encontraron resultados estadísticamente diferentes entre los tratamientos del factor enmienda (Tabla 1) para el diámetro de espiga y peso de mil granos, donde el estiércol de bovino arrojó resultados iguales estadísticamente a la ceniza y superiores al testigo, siendo estos similares a la enmienda inorgánica. Con respecto a la longitud de espiga no se encontró significancia estadística, pero hubo una tendencia de aumento con la aplicación de ceniza. En un experimento con incorporación de diferentes dosis de estiércol de bovino, Longoria (2000), no constató diferencias significativas en longitud y diámetro de espiga, obteniéndose medias generales de 28 y 4,63 cm respectivamente.

Tabla 1: Longitud de espiga, diámetro de espiga y peso de mil granos del maíz en función a dosis de P_2O_5 y fuentes de enmiendas. Ybyrarobana, Canindeyú, Paraguay. 2016.

Factor Enmienda Fuentes (Mg ha^{-1}**)**	**Dosis**	**Longitud de espiga**	**Diámetro de espiga**	**Peso de mil granos**
		----cm----	----mm----	----g----
Estiércol bovino	30	17,13^{ns}	37,92 a	230 a
Ceniza	0,87	17,24	37,80 ab	224 ab
Sin enmienda	0	16,76	37,10 b	215 b
Media general		**17,04**	**37,61**	**223**
Factor Fósforo Dosis (kg ha^{-1})				
	0	16,82^{ns}	37,22^{ns}	219^{ns}
	40	16,60	37,81	220
P_2O_5	80	17,33	37,82	222
	120	17,39	37,75	231
	160	17,07	37,44	222
CV%		**4,63**	**2,73**	**6,04**
Media general		**17,04**	**37,61**	**223**

CV, coeficiente de variación; ns, no significativo. Medias seguidas por diferentes letras difieren entre sí por el test de Tukey al 5% de probabilidad de error.

Por otro lado, no se detectaron significancias estadísticas entre los tratamientos del factor fósforo para todos los parámetros mencionados en la Tabla 1, siendo 17,04 cm; 37,44 cm y 223 g respectivamente, las medias generales de cada una de las variables analizadas.

La aplicación de fertilizante fosfatado según Britos & Ematequi (2015), no influyó en la longitud de espigas del maíz, lo que coincide con los resultados obtenidos en la presente investigación. Del mismo modo, Valdez & Gray (2014), tampoco encontraron diferencias en longitud de espiga con la aplicación de dosis crecientes de fósforo (P_2O_5) en el cultivo de maíz, registrándose promedio de 18±0,53 cm.

En el rendimiento de granos del maíz se encontró diferencia significativa entre las enmiendas utilizadas (Tabla 2). Con el estiércol de bovino (enmienda orgánica) se obtuvo 4.692 kg ha^{-1}, siendo el tratamiento con el mayor rendimiento de granos del maíz, superando al tratamiento sin aplicación de enmienda (testigo) en 761 kg ha^{-1}, mientras que el tratamiento con ceniza obtuvo 4.395 kg ha^{-1}, que fue estadísticamente igual al tratamiento sin enmienda y a la enmienda orgánica.

Tabla 2: Rendimiento de granos del maíz en función a fuentes de enmiendas. Ybyrarobana, Canindeyú, Paraguay. 2016.

Factor Enmienda Fuentes (Mg ha^{-1})	**Dosis**	**Rendimiento de granos**
		---- kg ha^{-1}----
Estiércol bovino	30	4.692 a
Ceniza	0,87	4.395 ab
Sin enmienda	0	3.931 b
CV%		**15,35**
Media general		**4.339**

CV, coeficiente de variación; Medias seguidas por diferentes letras difieren entre sí por el test de Tukey al 5% de probabilidad de error. ns, no significativo

La aplicación de materia orgánica a través del estiércol de bovino es muy utilizada en la mayoría de los cultivos. González (2016), utilizando la misma variedad de maíz, observó que el rendimiento de granos del maíz aumentó hasta un 15% con relación al testigo, aplicando 25 Mg ha^{-1} de estiércol de bovino incorporado al suelo y con la aplicación de 870 kg ha^{-1} de ceniza de expeller de soja de forma similar al presente experimento no observó aumento en el rendimiento en relación al testigo. Por su parte, Brizuela (2010), obtuvo incremento en el rendimiento de granos de maíz con la aplicación de 20 Mg ha^{-1} de enmienda orgánica (estiércol de bovino) en combinación con el fertilizante mineral (10-30-10), comparado con el testigo (sin aplicación de estiércol de bovino y sin aplicación de fertilizante mineral), en un orden de 370 %.

En la Figura 1 se observa que no se encontraron diferencia significativa entre las dosis de P_2O_5. Pero a pesar de no haber diferencia estadística, el tratamiento donde fue aplicado 120 kg ha^{-1} de P_2O_5, presentó un una tendencia de aumento en el rendimiento con 4.754 kg ha^{-1} comparado con el testigo donde se obtuvo 4.099 kg ha^{-1}. Los tratamientos con 0, 40, 80 y 120 kg ha^{-1} de P_2O_5, presentaron rendimientos crecientes de 4.099, 4.370, 4.407 y 4.754 kg ha^{-1} respectivamente, y con la aplicación de 160 kg ha^{-1} de P_2O_5 se obtuvo una disminución en los rendimientos, con 4.067 kg ha^{-1}, posiblemente a consecuencia de un exceso en la dosis del fertilizante aplicado.

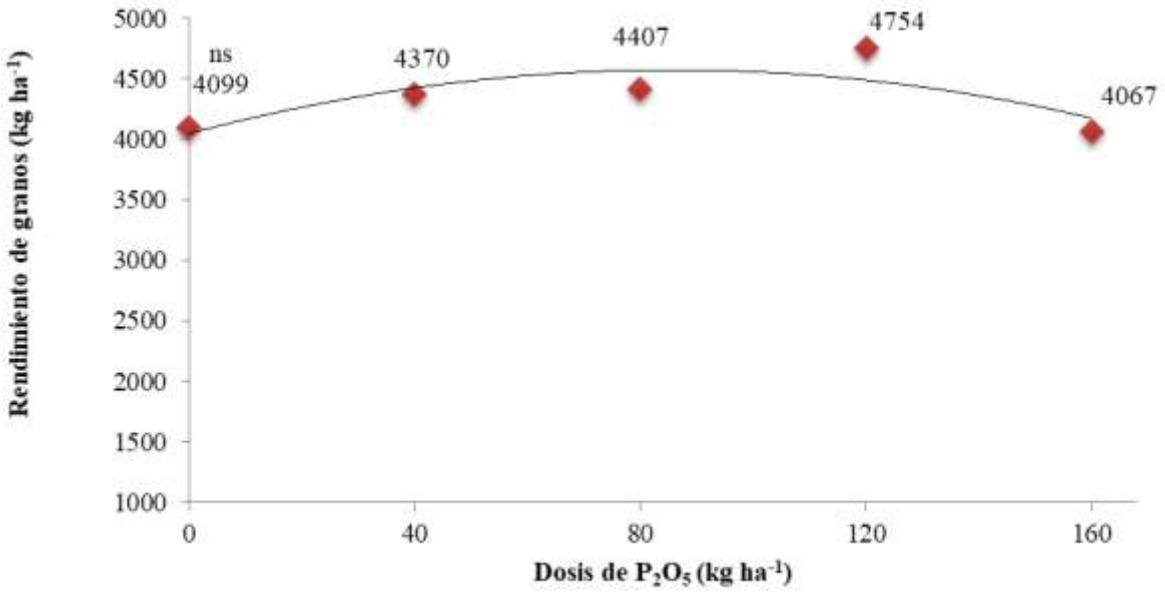


Figura 1: Rendimiento de granos del maíz en función a dosis de P_2O_5. Ybyrarobana, Canindeyú, Paraguay. 2016.

Estos resultados observados con las medias obtenidas en los parámetros de rendimiento, puede ser a consecuencia, según Silva (2007) de que solo el 20% aproximadamente del fósforo (P_2O_5) aplicado es aprovechado por el cultivo en el primer año, debido a que el fósforo liberado puede ser adsorbido por coloides del suelo o formar compuestos insolubles de hierro y aluminio.

Se estima que otro factor que influyó para que no haya diferencia entre las dosis de P_2O_5 fue no haber aplicado cal agrícola, ya que el suelo donde fue implantado el experimento presentaba pH de rango ácido, porque el Al^{+3} inhibió el crecimiento de raíces y la absorción de nutrientes.La aplicación de la cal agrícola no fue realizada porque se quería observar el efecto de las enmiendas en relación al pH del suelo.

Otro aspecto que se puede resaltar es que esos suelos ya están extremadamente deteriorados y la simple aplicación de fertilizantes en un año no es suficiente para su recuperación y principalmente la actividad biológica, la materia orgánica y la relación entre nutrientes no se encuentra beneficiada, por lo tanto, por más que se le dé los nutrientes a la planta, la parte física y orgánica del suelo limita la respuesta de los nutrientes aplicados, destacando que esos suelos están muy compactados.

En un experimento realizado por Britos & Ematequi (2015), encontraron respuesta significativa en el rendimiento de granos del maíz fertilizada con fósforo y comparando con el tratamiento sin fósforo (testigo), registraron una diferencia de 2.363 kg ha^{-1}. Por su parte, Alvarado (2002) encontró respuesta significativa con la aplicación de fertilizante fosfatado sobre la producción de maíz, donde el mayor rendimiento fue de 6.545 kg ha^{-1} obtenido aplicando 70 kg ha^{-1} de P_2O_5 y el menor fue de 5.688 kg ha^{-1}, que se obtuvo con el testigo (0 kg ha^{-1} de P_2O_5), sin embargo, no observó influencia para los parámetros longitud y diámetro de espigas, obteniéndose un promedio de 13,33 y 4,31 cm respectivamente.

CONCLUSIONES

En las condiciones en que fue realizado el experimento y considerando los resultados obtenidos en cada uno de los tratamientos se puede concluir que:

El cultivo de maíz responde a los tratamientos con las fuentes de enmiendas, siendo el estiércol de bovino (enmienda orgánica) el que indujo a la mayor producción, superando al testigo (sin aplicación de enmiendas) en todos los parámetros estudiados. Los tratamientos con dosis de P_2O_5 no presentaron respuesta en ninguna de las variables analizadas.

AGRADECIMIENTOS

Al CONACYT por financiar parte del trabajo dentro del marco del Proyecto 14-INV-130 “Manejo sostenible de la fertilidad de suelos para la producción de alimentos”.

A la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Asunción por el apoyo, mediante la utilización de infraestructura y equipos necesarios para el trabajo a campo y laboratorio.

Al Sr. Alejandro Duarte por facilitar la infraestructura y el terreno para la realización del experimento.

BIBLIOGRAFÍA

- Alvarado, LC. 2002. Respuesta del maíz (*Zea mays* L.) a la fertilización con nitrógeno, fósforo, potasio y zinc en suelos del norte de Tamaulipas. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Nueva León. Nuevo León, MX.
- Barrios, M; E Sandoval; O Camacaro & J Borges. 2010. Importancia del fósforo en el complejo suelo–animal. Rev. Mun. Pec. 6:151-156.
- Britos, EM & VE Ematequi. 2015. Diferentes formulaciones fosfatadas en la fertilización del maíz. San Lorenzo, PY. I Congreso Paraguayo de Ciencia del Suelo – IV Simposio Paraguayo de Manejo y Conservación de Suelos. FCA-UNA. 134–137p. Disponible en: http://www.agr.una.py/fca/index.php/libros/catalog/view/314/16/327-1. Consultado 25 oct. 2016.
- Brizuela, FM. 2010. Efecto de diferentes dosis de estiércol vacuno y fertilizante mineral (10-30-10) en el rendimiento del cultivo de maíz (*Zea mays* L.) hibrido BR 106. Tesis de Grado. Universidad Nacional de Asunción. Caazapá, PY.
- Fatecha, DA. 2004. Clasificación de la fertilidad, acidez activa (pH) y necesidad de cal agrícola de los suelos de la Región Oriental del Paraguay. Tesis de Grado. Universidad Nacional de Asunción. San Lorenzo, PY.
- González, E. 2016. Aplicación de dosis de nitrógeno con enmiendas orgánica e inorgánica en maíz chipá (*Zea mays* var. amiláceo L.). Tesis de Grado. Universidad Nacional Asunción. San Lorenzo, PY.
- Longoria, CS. 2000. Fertilización orgánica con estiércol bovino en diferentes fechas y dosis de aplicación en maíz blanco hualahuises. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Nuevo León. Nuevo León, MX.

- MAG (Ministerio de Agricultura y Ganadería, PY). 2007. Datos Preliminares del Programa Nacional del Maíz. 108p.
- Omil, B. 2007. Gestión de cenizas como fertilizante y enmendante de plantaciones jóvenes de *Pinus radiata*. Tesis de Doctorado. Escuela Politecnica Superior de Lugo Universidad de Santiago de Compostela. Galicia, ES.
- Salhuana, W & V Machado, 1999. Razas de maíz en Paraguay, consideraciones en la organización y utilización de los recursos genéticos de maíz. Publicación 025. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, Servicio de Investigación en Agricultura. Programa de Investigación del maíz del Ministerio de Agricultura y Ganadería de Paraguay. 148p
- Silva, JA. 2007. Aplicação inicial de P_2O_5 no solo, avaliação em três cultivos sucessivos no feijão-caupi. Dissertação de mestrado. Universidade Federal da Paraíba. Areia, BR.
- Valdez, AS & MG Gray. 2014. Fuentes y dosis de fertilizantes fosfatados en maíz. San Lorenzo, PY. III Congreso Nacional de Ciencias Agrarias, FCA-UNA. 295–297p. Disponible en: http://www.agr.una.py/descargas/tapas/IIICNCA2014.pdf. Consultado 20 oct. 2016.

C3P32. CONTRIBUCION DE LA FIJACIÓN BIOLÓGICA DEL NITRÓGENO Y RESPUESTA A LA INOCULACION EN ARVEJA Y VICIA

Enrico, Juan M.[1]*: Piccinetti, Carlos F.[2]; Barraco, Mirian R.[3]; Agosti, M. Belén[4]; Eclesia, R. Paola[5]y Salvagiotti, Fernando[1]

1* EEA Oliveros (INTA), Ruta 11 km 353 (2206) Oliveros (SF); 2 IMYZA INTA Castelar, 3 INTA EEA Gral. Villegas, 4 Chacra Pergamino-Colón Aapresid, 5 INTA EEA Paraná
enrico.juan@inta.gob.ar.

RESUMEN

El aumento del N en el suelo es deseable para sostener la fertilidad química biológica del mismo. La inclusión de leguminosas en las secuencias de cultivos son esenciales para la incorporación de N a través de la fijación biológica (BNF), pero dicha contribución dependerá de la especie y su interacción con el rizobio, como así también con el uso que se haga de la leguminosa (cobertura o grano). En los últimos años se ha incrementado la utilización del cultivo de vicia en la región pampeana ya sea como cultivo de cobertura de suelos, abonos verdes o pastoreo directo. En todos los casos los objetivos son diferentes, ya que además del aporte nitrógeno al sistema es importante en el control de malezas o la reducción de la erosión. El cultivo de arveja también cultivado en invierno si bien puede hacer un aporte de N al sistema, su aporte será distinto ya que parte del N se exporta con el grano. Estos cultivos invernales hacen un aporte de residuos con distinta calidad y el maíz sembrado sobre estos antecesores ha mostrado una diferente respuesta a la fertilización comparado con un antecesor trigo. Si bien este aporte diferencial de N depende de la relación C:N de los residuos, para conocer el impacto de la inclusión de la leguminosa en el sistema es necesario conocer qué proporción del N es aportado por la fijación biológica (FBN%) y cuanto representa en términos de aporte en kg por ha (FBNkg). Por otra parte, en los suelos de la región pampeana estos cultivos no se realizan anualmente y en consecuencia las poblaciones de los rizobios específicos son bajos, por lo que se esperaría que la respuesta a la inoculación sea alta. Los objetivos del presente trabajo fueron: i) cuantificar FBN% y FBNkg en vicia y arveja para grano y ii) evaluar la respuesta del rendimiento, FBN% y FBNkg a la inoculación en ambos cultivos. Para alcanzar el primer objetivo, se evaluaron 14 sitios - año para el cultivo de vicia (Sativa y Villosa) y 10 sitios - año para arveja (cvs. Facon y Viper) en Oliveros, Uranga (Santa Fe), Paraná (Entre Ríos) y Gral. Villegas (Bs As). Para el estudio de la respuesta a la inoculación se realizaron dos experimentos en Oliveros en cada especie con la inclusión de dos tratamientos (con y sin inoculante). Cada experimento se realizó con un diseño en bloques completos al azar con 3 o 4 repeticiones. Durante el llenado de granos del cultivo de arveja y entre plena floración y/o inicios de llenado en Vicia determinó materia seca aérea (MST) y se midió el contenido de N a través de micro-Kjeldahl y el %FBN a través de la abundancia natural de 15N. Se utilizó trigo como cultivo marcador. En arveja se determinó el rendimiento en grano. Se analizó MST y FBNkg con regresión lineal simple y se compararon las pendientes con Test de Student. FBN%, el FBNkg y el Rto se analizó con ANAVA. Existió una relación lineal y significativa entre el FBNkg y la MST, donde por cada Mg de MS se absorbieron 14.1 kg de N sin diferencias entre cultivos. En arveja FBN% fue en promedio 64 % con un intervalo inter cuartil (q25-q75) de 53 y 84 %. Por otra parte, en promedio la vicia tuvo 61 % de FBN% con un intervalo inter cuartil (q25-q75) de 44 y 78 %. La captura de FBNkg fue 51 y 89 kg N ha^{-1} para arveja y vicia, respectivamente, con un intervalo inter cuartil (q25-q75) de 15 - 74 y 51 - 115 kg ha^{-1} respectivamente. En arveja no se encontró efecto de la inoculación sobre FBN% que fue en promedio de 48%, sin embargo, se incrementó un 55% el FBNkg y un 30% el rendimiento. La vicia inoculada presento un incremento de 22% y 50% en FBN% y FBNkg, respectivamente.

Palabras claves: N15, Sativa, Villosa

C3P32A. FERTILIZACIÓN CON AZUFRE: EFECTO SOBRE LA CALIDAD INDUSTRIAL DEL TRIGO PAN EN EL SUDESTE BONAERENSE

Eriksen, Karen[1]; Carciochi, Walter D[1].; Divito, Guillermo A. [2]; Abbate, Pablo. E[1].

[1]Unidad Integrada Balcarce, Ruta Nac. 226 km 73,5, Balcarce, Buenos Aires, Argentina. [2]Asesor Privado. AAPRESID Necochea

RESUMEN

El azufre (S) es un nutriente deficitario en algunos sistemas del sudeste bonaerense, donde trabajos realizados hace unos 10 años indicaron aumentos en el rendimiento del trigo en respuesta al agregado de este nutriente. Las continuas disminuciones de las fracciones lábiles del S de los suelos podrían haber incrementado la magnitud y frecuencia de dichas deficiencias. Por otra parte, trabajos realizados en el exterior han reportado que la deficiencia de S aumentó la resistencia (P) y estabilidad (P/L) y disminuyó la extensibilidad (L), sin afectar el trabajo de deformación (W) de la masa. No existe información para las condiciones productivas de Argentina donde se analice el efecto de la disponibilidad de S sobre la calidad comercial e industrial del trigo, lo cual motiva la realización del presente trabajo. Así, para cultivos de trigo creciendo en el sudeste bonaerense (Necochea y Balcarce) se propuso evaluar: a) la magnitud de la respuesta a S en rendimiento en grano y b) el efecto de la fertilización azufrada sobre: peso hectolitrico (PH), peso de mil granos (PMG), porcentaje de proteína y gluten, P, L, relación P/L y W de la masa. En la campaña 2016 se realizaron seis ensayos, donde se evaluaron tres dosis de S (0, 7 y 15 kg S ha^{-1}) en el cultivo de trigo. El rendimiento en grano aumentó debido a la fertilización azufrada en 2 de los 6 sitios, siendo la respuesta promedio de 589 kg ha^{-1}. La aplicación de S no afectó el contenido de proteína, gluten, la P, L, P/L ni W de la masa. Se observaron correlaciones entre la concentración de S en grano, el contenido de proteína y algunos parámetros de calidad.

Palabras clave: proteína, gluten, propiedades reológicas de la masa

INTRODUCCIÓN

La deficiencia de azufre (S) limita la producción de cultivos en varias partes del mundo (Beaton, 1966). En la Región Pampeana argentina, el laboreo mecánico de los suelos, la quema de rastrojos y la sucesión continua de cultivos han generado disminuciones en el contenido de materia orgánica en los suelos (Sainz Rozas et al., 2011) y en consecuencia de la disponibilidad de S.

El trigo pan (*Triticum aestivum* L.) es el cereal de invierno de mayor importancia en Argentina. Steinbach y Álvarez (2012) reportaron que en suelos de la Región Pampeana el rendimiento del cultivo está limitado por la oferta de S, habiéndose obtenido respuestas promedio a la fertilización de 245 kg ha^{-1}. Dicha deficiencia es más acentuada en el sur de Santa Fe y Córdoba, y en el norte de Buenos Aires. En el sudeste bonaerense, por su parte, la frecuencia y magnitud de la respuesta de los cultivos a la fertilización fue siempre menor a lo reportado para el centro de la Región Pampeana. Los primeros reportes de deficiencia del nutriente en trigo se registraron hace 10 años (Reussi Calvo et al., 2006b) y, más recientemente, se observó similar tendencia en maíz (Carciochi et al., 2016b) y soja. Estos resultados indican que las fracciones lábiles de S en los suelos continúan disminuyendo en la región, por lo que es esperable que la magnitud y frecuencia de deficiencia de S se incremente.

En trigo, la deficiencia de S afecta también la calidad comercial e industrial del grano (Zhao et al., 1999b; Naeem, 2008). La calidad industrial de la harina, y en particular las propiedades reológicas de la masa, serían más sensibles a la disponibilidad de S que el rendimiento (Zhao et al., 1999b). Ante condiciones de deficiencia moderada, la aplicación de S tiene poco efecto sobre el contenido de proteína (Salvagiotti et al., 2009) y gluten (Wieser et al., 2004), aunque condiciona la cantidad de prolaminas, proteínas que lo conforman (Zhao et al., 1999a). En consecuencia, Zhao et al. (1999b) y Naeem (2008) indicaron que aumentos en la disponibilidad de S generan incrementos en la extensibilidad (L) de la masa y el volumen de pan y disminuyen la resistencia al estiramiento (P) de la masa, generando reducciones en la relación P/L. Sin embargo, no se dispone de información acerca del comportamiento de estas propiedades para las condiciones edáficas y las variedades de trigo más difundidas en la región, lo que amerita su estudio.

Los objetivos del presente trabajo fueron evaluar: 1) la magnitud de la respuesta a S en rendimiento en grano y 2) el efecto de la fertilización azufrada sobre propiedades del grano y masa: peso hectolítrico (PH), peso de mil granos (PMG), porcentaje de proteína y de gluten, P, L, relación P/L y W.

MATERIALES Y MÉTODOS

Características de los ensayos y sitios experimentales

Durante la campaña 2016 se realizaron seis ensayos a campo en las localidades de Necochea (sitios N1, N2, N3 y N4) y Balcarce (sitios B1 y B2). Los experimentos se llevaron a cabo bajo siembra directa en secano. El diseño experimental fue en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones. Se evaluaron 3 dosis de S (0, 7 y 15 kg S ha^{-1}), aplicadas al voleo en forma de sulfato de calcio (18,5% S) al inicio de macollaje del cultivo (Z21) (Zadoks et al., 1974). Todas las unidades experimentales se fertilizaron con 20 kg P ha^{-1} y 150 kg N ha^{-1}.
Al momento de la siembra del cultivo se tomaron muestras de suelo en los estratos 0-20, 20-40 y 40-60 cm, que posteriormente fueron secadas en estufa a 30°C, molidas y tamizadas con una malla de 2 mm. En dichas muestras se realizó la determinación de materia orgánica (MO) (Walkley y Black, 1934), pH (1:2,5), nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (Nan) (Keeney, 1982) y textura (Bouyoucos, 1962) en superficie (0-20 cm) y S-SO_4^{-2} (Johnson, 1987) en el perfil (0-20, 20-40 y 40-60 cm). Las características edáficas de cada sitio son presentadas en la Tabla 1.

Tabla 1. Cultivares de trigo y algunas variables edáficas de los sitios experimentales (contenido de S-SO_4^{-2} en 0-60 cm, contenido de materia orgánica (MO), pH, nitrógeno mineralizado en incubación anaeróbica (Nan) y clase textural en 0-20 cm).

Sitio	Cultivar*	S-SO_4^{-2} (kg ha^{-1})	MO (%)	pH	Nan (mg kg^{-1})	Clase textural
N1	Baguette 802 (GC 2)	43,0	4,6	6,4	52,8	Franco Arenoso
N2	Klein Serpiente (GC 2)	43,0	4,6	6,4	52,8	Franco Arenoso
N3	Baguette 31 (GC 3)	51,6	5,0	6,4	76,1	Franco
N4	Buck SY 300 (GC 2)	48,6	5,1	6,2	46,4	Franco
B1	Buck SY 100 (GC 2)	49,2	4,5	5,8	44,9	Franco
B2	Buck SY 200 (GC 2)	50,9	4,8	6,2	46,2	Franco Arcilloso

*entre paréntesis se indica el grupo de calidad.

Determinaciones de rendimiento y calidad comercial e industrial

En madurez fisiológica del trigo se cosecharon manualmente las espigas en 4 m lineales de los 6 surcos centrales de cada parcela y se trillaron con trilladora estacionaria. En las muestras de grano se determinó el PMG y PH empleando una balanza Schopper. Se molió una parte de las muestras de grano para la determinación de la concentración de N y S por el método Dumas. El mismo consiste en la combustión de las muestras a 950°C y a 1350°C para N y S respectivamente, y la posterior detección por termoconductividad, mediante un analizador LECO TruSpec CNS (LECO, St. Joseph, MI, USA). Debido a restricciones económicas, las determinaciones de calidad pudieron ser realizadas en 3 de los 6 sitios (N2, N4 y B1). El contenido de proteína se calculó como la concentración de N multiplicado por el factor 5,7. Los restantes granos fueron molidos para elaborar harina, a partir de la cual se determinó el contenido de gluten mediante el método de lavado automático (Norma IRAM 15864, 2007). El ensayo alveográfico se realizó según la Norma IRAM 15857 (1995). Para ello se preparó a partir de la harina una masa de contenido de humedad constante, empleando una solución de cloruro de sodio 2,5% p/v, bajo ciertas condiciones de temperatura (24 °C) y amasado, en un alveógrafo Chopin tipo MA 95 (Trippette y Renaud, Francia). Luego de un proceso de insuflado de la masa con aire se generó un gráfico, a partir del cual se obtuvo una curva sobre la que se calcularon los parámetros que indican la resistencia (P), extensibilidad (L), y el trabajo (W) necesario para insuflar la masa.

Análisis estadístico

Se realizaron análisis de la varianza utilizando el procedimiento ANOVA incluido en el programa estadístico R (R Core Team, 2016). Cuando las diferencias entre tratamientos fueron significativas se empleó el test de la diferencia mínima significativa (LSD), con un nivel de significancia de 0,05. También se realizaron análisis de correlación entre variables de interés empleando el procedimiento cor.test incluido en el programa estadístico R.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las temperaturas durante ciclo del cultivo permitieron un normal crecimiento y desarrollo del mismo en todos los sitios. En Balcarce las precipitaciones durante junio – diciembre fueron menores a las de Necochea (299 mm y 352 mm, respectivamente), en particular durante el período crítico para la definición del rendimiento y el llenado de grano. De este modo, los mayores rendimientos promedios se dieron en Necochea (8906 kg ha^{-1}), obteniéndose el mayor en el sitio N1.

(Tabla 2). Durante la última década de noviembre y el mes de diciembre se registraron temperaturas mayores a 30°C en todos los sitios experimentales, lo que podría haber afectado de manera negativa el peso los granos.

No se determinó interacción entre los sitios y dosis de S para las variables rendimiento, PMG, NG, y PH (Tabla 2), por lo que se analizó el promedio de cada tratamiento entre los sitios. Para el caso del rendimiento se observó respuesta a la fertilización azufrada, siendo la misma de 500 kg ha^{-1} (6,7%) para la dosis de 15 kg S ha^{-1}. Esto indica que la eficiencia de uso del azufre fue de 33 kg grano kg S $aplicado^{-1}$, valor superior a la media de 17 kg grano kg S^{-1} reportada para la Región Pampeana (Steinbach y Álvarez, 2012). En línea con esto, Ventimiglia et al. (1999) empleando la misma dosis de S, en suelos de Pergamino, reportaron una eficiencia similar a la del presente trabajo, siendo la misma de 35 kg de grano kg de S^{-1}. El NG fue el componente del rendimiento que explicó la respuesta a S, con aumentos del 9,5% respecto del testigo por la aplicación de 15 kg S ha^{-1} (Tabla 2). Por su parte, el PMG disminuyó levemente por la aplicación de S (3,4%). Esto último puede explicarse porque el mayor NG fijados producto de la fertilización con S incrementó la cantidad de destinos para los fotoasimilados producidos, pudiendo generar una reducción en la relación fuente/destino. Resultados similares fueron reportados por Barraco et al. (2009), quienes observaron una respuesta de rendimiento en grano por la aplicación de S de 4,1%, explicada por un incremento en el NG de 4,9% y una disminución no significativa del PMG del 0,8%. Por último, en la variable PH no hubo diferencia significativa entre tratamientos (Tabla 2).

Tabla 2: Rendimiento, peso de mil granos (PMG), número de granos (NG) y peso hectolítrico (PH) para los 6 sitios y dosis de S evaluadas. Letras distintas dentro de una misma columna y sitio indican diferencias significativas según test LSD (p<0,05).

Sitio	Dosis S (kg ha^{-1})	Rendimiento (kg ha^{-1})	PMG (g)	NG (granos m^{-2})	PH (kg hL^{-1})
N1	0	10012	41,5	24160	79,1
	7	9906	40,5	24614	79,0
	15	10630	41,0	25938	79,5
N2	0	8794	41,6	21134	81,0
	7	9539	39,9	23909	81,3
	15	9577	40,2	23924	81,0
N3	0	8765	39,6	22149	78,4
	7	8230	38,3	21438	78,8
	15	9854	39,7	24893	78,3
N4	0	7205	36,9	19534	79,3
	7	7002	38,1	18411	78,9
	15	7358	37,9	19407	79,2
B1	0	4620	40,5	11968	79,6
	7	5030	37,2	13561	78,3
	15	5036	35,7	14129	78,7
B2	0	4981	33,6	15012	83,6
	7	5181	33,2	15624	82,9
	15	5137	31,2	16480	82,4
			Promedio de Dosis de S		
	0	7433 B	38,9 A	18993 B	80,2
	7	7481 B	37,9 AB	19593 B	79,9
	15	7932 A	37,6 B	20795 A	79,9
			p-valor		
Dosis S		0,0078	0,0343	0,0061	0,3151
Sitio		<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Sitio*Dosis S		0,1478	0,1099	0,4878	0,3904

En ninguna de las variables de calidad se registró interacción entre sitios y tratamientos, por lo que se analizó el promedio de todos los sitios por tratamiento. No se obtuvieron diferencias significativas entre las distintas dosis de S para

proteína y gluten (Tabla 3). De igual manera, Reussi Calvo et al. (2006a y b), tampoco observaron cambios en el contenido de proteína debidos a la fertilización azufrada. Más aun, se observó una leve tendencia a disminuir el contenido de proteína y gluten conforme aumentó la dosis de S (Tabla 3), lo cual puede explicarse por un efecto dilución generado por los mayores rendimientos logrados mediante la fertilización (Tabla 2). Similares resultados fueron reportados por García Lamothe (2002) para las condiciones de la región litoral sur de Uruguay. Se destacan los bajos contenidos de proteína obtenidos en todos los sitios (<10%; Tabla 3), que pueden explicarse por la baja disponibilidad de N en relación a los altos rendimientos alcanzados, principalmente en los sitios de la región de Necochea. A su vez, y como consecuencia de los bajos niveles de proteína alcanzados, el contenido de gluten también fue bajo. Los mismos fueron inferiores a 24%, valor que se corresponde a un contenido de proteína de 11% (Cuniberti et al., 2012).

Tabla 3. Proteína, gluten, resistencia (P), extensibilidad (L), estabilidad (P/L), y trabajo de deformación (W) de la masa para cada sitio y tratamiento. Letras distintas dentro de una misma columna indican diferencias significativas según test LSD (p<0,05).

Sitio	Dosis S (kg ha^{-1})	Proteína (%)	Gluten (%)	P (mm)	L (mm)	P/L	W (Jx10^{-4})
N2	0	9,2	18,2	125,0	37,7	3,4	203,7
	7	9,3	20,0	106,7	55,0	2,0	224,3
	15	9,1	18,9	116,7	41,7	3,1	197,3
N4	0	10,0	23,2	70,3	67,7	1,0	190,7
	7	9,5	20,6	73,7	62,7	1,3	176,3
	15	9,5	21,1	70,5	69,5	1,0	189,0
B1	0	9,0	19,9	94,0	31,0	3,3	123,0
	7	9,1	19,0	96,3	33,0	2,9	143,7
	15	9,5	18,8	89,3	38,3	2,5	152,3
Promedio de dosis de S							
	0	9,5	20,5	96,8	47,3	2,5	178,6
	7	9,3	19,9	92,2	50,2	2,1	181,4
	15	9,4	19,6	94,9	47,4	2,4	178,4
Promedio de Sitio							
	N2	9,2	19,0 B	116,1 A	44,8 B	2,8 A	208,4 A
	N4	9,7	21,6 A	71,6 C	66,3 A	1,1 B	184,9 A
	B1	9,2	19,2 B	93,1 B	34,5 B	2,9 A	141,8 B
p-valor							
Dosis S		0,8042	0,7062	0,7155	0,7192	0,5517	0,8639
Sitio		0,0571	0,0237	0,0001	0,0016	0,0036	0,0024
Sitio*Dosis S		0,4748	0,3829	0,5632	0,5482	0,4853	0,6746

Ninguna de las restantes variables de calidad evaluadas (P, L, P/L y W) mostró diferencias significativas entre dosis de S (Tabla 3). Tal como se mencionó, la limitación en la disponibilidad de N pudo haber evitado que se manifiesten cambios en dichos parámetros de calidad. Zhao et al. (1999a) indicaron que es más probable que la respuesta a S se observe en parámetros de calidad panadera del trigo que en rendimiento en grano. No obstante, en el presente trabajo esto no sucedió, e incluso se observaron respuestas en rendimiento, sin haberse alterado las variables de calidad del trigo y de la calidad panadera de su harina. Resultados contrastantes fueron reportados por Moss et al. (1981) y Zhao et al. (1999b) quienes indicaron que la fertilización con S incrementó la L de la masa y el volumen de pan, y disminuyó la P de la masa. Dichos trabajos difieren del presente en que la deficiencia de S reportada fue muy marcada, obteniéndose en promedio respuestas en rendimiento del 50%.

Para la mayoría de las variables de calidad evaluadas se observó efecto del sitio (o variedad). Al respecto, en el sitio N2 que corresponde a un trigo de GC 2, se obtuvieron los mayores valores de P y W y uno de los menores valores de L. A su vez, sólo en el sitio N4 se logró una relación P/L que se ubica dentro del rango deseado de 0,75 a 1,25 (Salomón, 2002), lo cual se debió a que los valores de L fueron superiores a los de los restantes sitios. En éstos, los valores de L fueron bajos en comparación al promedio de la subregión IV que, para la campaña 2016, fue de 69 mm (Trigo Argentino, 2017).

El mencionado efecto del S sobre las propiedades panaderas de la harina se debe a los cambios composicionales de las proteínas. Ante una deficiencia de S disminuye la cantidad de proteínas ricas en cistina y cisteína las cuales son capaces de formar enlaces intermoleculares con grupos sulfhidrilo y disulfuro y debilitan indirectamente los enlaces de otros tipos (Zhao et al., 1999a). Dado que estos grupos han sido reconocidos durante mucho tiempo como contribuyentes importantes a las propiedades reológicas de la masa, la deficiencia de S afecta dichos parámetros. En línea con esto, la Tabla 4 muestra los coeficientes de correlación de Pearson para las distintas propiedades reológicas y el contenido de S y proteína en grano. En la misma se observa que la concentración de S en grano se correlacionó positivamente con la L y el W, y negativamente con la relación P/L. Estos resultados concuerdan parcialmente con los de Naeem y MacRitchie (2003) quienes observaron que la concentración de S en grano correlacionó positivamente con la L, y negativamente con la P. Por su parte, el contenido de proteína correlacionó más fuertemente con los parámetros de calidad del trigo que la concentración de S, siendo dichas correlaciones positiva con la L y negativas con P y P/L. De la Horra et al. (2012) también indicaron que la L de la masa aumentó con el contenido proteico, y que éste correlacionó negativamente con la relación P/L. Sin embargo, los resultados observados contradicen los reportados por Zhao et al. (1999b), quienes indicaron que la concentración de S en grano parece ser mejor indicador de las propiedades reológicas y panaderas que el contenido de proteína, ya que en el presente trabajo ésta última se asoció más fuertemente con los distintos parámetros de calidad.

Tabla 4. Coeficientes de correlación de Pearson y significancia entre diferentes parámetros de calidad del trigo y el contenido de S y proteína en grano.

	S grano		**Proteína**	
Proteína	0,54	*	1	
Gluten	0,55	*	0,85	***
P	-0,18		-0,56	*
L	0,61	*	0,69	**
P/L	-0,55	*	-0,62	*
W	0,61	*	0,24	

*** p<0,001; ** p<0,01; * p<0,05

CONCLUSIONES

Para las condiciones productivas de los partidos de Necochea y Balcarce la fertilización con S incrementó el rendimiento del trigo en 2 de los 6 sitios evaluados, siendo en los mismos la respuesta media a S de casi 600 kg ha^{-1}. Respecto a los parámetros de calidad del grano, la fertilización azufrada no afectó el PH. A su vez, la concentración de proteína y gluten, la P, L, P/L y W de la masa tampoco fueron afectadas por la fertilización con S. No obstante, se observaron correlaciones, positivas o negativas, entre la concentración de S en grano o la concentración de proteína y diversos parámetros de calidad industrial del trigo.

AGRADECIMIENTOS

A la Cámara Arbitral de la Bolsa de Cereales de Buenos Aires, en especial a Gabriel Gavarrino y Daniel Boldrini por las determinaciones de calidad industrial. A la Bioq. Mercedes Eyherabide las determinaciones de S en grano.

BIBLIOGRAFÍA

- BARRACO, M. DIAZ-ZORITA, M.; BRAMBILLA, C.; CALVAREZ, C.; SCIANCA, C. 2009. Respuesta del trigo a la fertilización nitrogenada y nitrozufrada en suelos arenosos. Ci. Suelo. 27:217-224.
- BEATON, J.D. 1966. Sulfur requirements of cereals, tree fruits, vegetables and other crops. Soil Sci. 101, 267-82.
- BOUYOUCOS, G. 1962. Hydrometer method for making particle size analysis of soils. Agron J. 54:464-465
- CARCIOCHI, W. D.; DIVITO, G. A.; REUSSI CALVO, N. I.; ECHEVERRÍA, H. E. 2015a. ¿Qué sabemos del diagnóstico de azufre en los cultivos de la región pampeana argentina? Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica. 18:22-28.
- CARCIOCHI, W. D.; DIVITO, G. A.; REUSSI CALVO, N. I.; ECHEVERRÍA, H. E. 2015b. Las mejores prácticas de manejo de la fertilización azufrada en cultivos extensivos. Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica. 20: 2-6.

- CARCIOCHI, W. D.; WYNGAARD, N.; DIVITO, G.A; REUSSI CALVO, N.I.; ECHEVERRIA, H.E. 2016 a. Deficiencia de azufre en maíz: ¿Cómo diagnosticarla? Jornada de Actualización Técnica en Fertilización de Cultivos, "Más y Mejor Diagnóstico, Menos Incertidumbre". Balcarce, 20 septiembre.
- CARCIOCHI, W. D.; WYNGAARD, N.; DIVITO, G. A.; REUSSI CALVO, N. I.; CABRERA M. L.; ECHEVERRÍA, H. E. 2016 b. Diagnosis of sulfur availability for corn based on soil analysis. Biol Fertil Soils. 52: 917-926.
- CUNIBERTI, M.B.; MIR, L. R. 2012. Relación gluten/proteína en trigo. Informe de actualización técnica N°23. Estación Experimental Agropecuaria INTA Marcos Juárez, pp. 23-33.
- DE LA HORRA, A.E.; SEGHEZZO, M.L.; MOLFESE, E.; RIBOTTA, P.D.; LEÓN, A.E. 2012. Indicadores de calidad de harinas de trigo: índices de calidad industrial y relación con ensayos predictivos. Agriscientia. 2:81-89.
- GARCIA LAMOTHE, A. 2002. Respuesta a la fertilización con azufre en trigo pan. [en línea] <www.inia.org.uy/publicaciones/documentos/le/pol/2002/s_trigo.pdf> [consulta: 11 octubre 2016].
- IRAM (Instituto Argentino de Racionalización de Materiales). Norma IRAM 15857, 1995. Trigo. Características físicas de masas. Determinación de las propiedades reológicas. Método del alveógrafo. Buenos Aires, Argentina. [en línea] < www.iram. org.ar > [consulta: 18 octubre 2017].
- IRAM (Instituto Argentino de Racionalización de Materiales). Norma IRAM 15864, 2007. Trigo y harina de trigo. Determinación de gluten húmedo, de gluten seco y de índice de gluten. Método de lavado automático. Buenos Aires, Argentina. [en línea] < www.iram. org.ar > [consulta: 18 octubre 2017].
- JOHNSON, G. V. 1987. Sulfate: Sampling testing, and calibration. In J. R. Brown (ed.). Soil testing: Sampling correlation, calibration and interpretation. SSSA Spec. Publ. 21. SSSA, Madison, WI, pp. 89-96.
- KEENEY, D.R. 1982. Nitrogen-availability indeces. In: Page, A.L. et al. (eds.). Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties American Society of Agronomy. Soil Sci Soc Am. pp. 711-733.
- MOSS, H.J.; WRIGLEY, C.W.; MACRITCHIE, F.; RANDALL, P.J. 1981. Sulfur and nitrogen fertilizer effects on wheat. II. Influence on grain quality. Aust J Agr Res 32, pp. 213–226.
- NAEEM, H.A. 2008. Sulfur nutrition and wheat quality. En: Jez, J. (Ed.). Sulfur: a missing link between soil, crops and nutrition. Agron. Monogr. 50. ASA, CSSA, SSSA, Madison, WI, pp.153-169.
- R CORE TEAM. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [en línea] < www.R-project.org> [consulta: 1 diciembre 2016].
- REUSSI CALVO, N.I.; ECHEVERRIA, H.E.; BARBIERI, P.; SAINZ ROZAS, H. 2006 a. Nitrógeno y azufre en trigo: ¿Rendimiento y proteína? Actas XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy, 16-22 de septiembre.
- REUSSI CALVO, N.I.; ECHEVERRIA, H.E.; SAINZ ROZAS, H. 2006 b. Respuesta del cultivo de trigo al agregado de azufre en el sudeste bonaerense. Cienc Suelo. 24:77-87.
- SAINZ ROZAS, H.R.; ECHEVERRÍA, H.E.; ANGELINI, H.P. 2011. Niveles de materia orgánica y de pH en suelos agrícolas de la región pampeana y extrapampeana Argentina. Cienc Suelo 29:29-37.
- SALVAGIOTTI, F.; CASTELLARÍN, J. M.; MIRALLES, D. J.; PEDROL, H. M. 2009. Sulfur fertilization improves nitrogen use efficiency in wheat by increasing nitrogen uptake. Field Crop R. 113:170-177.
- STEINBACH, H.S.: ALVAREZ, R. 2012. Revisión del efecto de la fertilización con azufre sobre el rendimiento de trigo, maíz y soja en la región pampeana. Actas XIX Congr. Latinoamericano de la Ciencia del Suelo y XXIII Congr. Arg. de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata, Argentina 16 - 20 de abril.
- TRIGO ARGENTINO. 2017. Trigo Argentino, informe sobre su calidad. [en línea] < www.trigoargentino.com.ar/Est/mnuestadisticas.aspx > [consulta: 18 octubre 2017].
- VENTIMIGLIA, L.A., CARTA, H.G.; RILLO, S.N. 1999. Fertilización con Azufre en trigo: Curva de respuesta y comparación de fuentes. Revista de Tecnología agropecuaria. Divulgación técnica del INTA Pergamino.11: 1-9.
- WALKLEY, A.; BLACK, I.A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the chromic acid titration method. Soil. Sci. 37: 29-37.
- WIESER H., GUTSER, R. VON TUCHE, S. 2004. Influence of sulphur fertilization on quantities and proportions of gluten protein types in wheat flour. J. Cereal Sci., 40 239–244
- ZADOKS, J.C.; CHANG, T.T.; KONZAK, C.F. 1974. A decimal code for growth stages of cereals. Weed Res. 14: 415-421.
- ZHAO F.J., HAWKESFORD M.J., MCGRATH S.P. 1999a. Sulphur assimilation and effects on yield and quality of wheat. J. Cereal Sci., 30:1-17.
- ZHAO F.J., SALMON S.E., WITHERS P.J.A., MONAGHAN J.M., EVANS E.J., SHEWRY P.R., MCGRATH S.P. 1999b. Variation in breadmaking quality and rheological properties of wheat in relation to sulfur nutrition under field conditions. J. Cereal Sci., 30:19-31.

C3P33. DENSIDAD ÓPTIMA DE SIEMBRA EN MAIZ Y SU INTERACCION CON LA OFERTA NITROGENADA

Esposito, G.[1]; Cerliani, C.[1] y Naville, R.[1]

[1]Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. RN 36 km 601. Río Cuarto. Argentina. gesposito@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN

En el cultivo de maíz la interacción entre la densidad de siembra y la fertilización nitrogenada es estadísticamente significativa en la región pampeana Argentina. Por este motivo resulta fundamental elaborar un modelo de diagnóstico simultáneo de la densidad de siembra y la fertilización con N. Para ello se realizaron 6 ensayos de densidad por fertilización en maíz durante las campañas 2015/16 y 2016/17 en Justiniano Posse, Alejandro Roca, Río Cuarto y Vicuña Mackenna donde se evaluaron 4 densidades de siembra en combinación con 4 dosis de N, 30000, 60000, 90000 y 12000 semillas ha^{1} y 0, 100, 200 y 300 kg ha^{-1} de nitrógeno. El diseño experimental utilizado fue en parcelas subdivididas siendo las dosis de N el factor principal y la densidad el subfactor, con dos repeticiones espaciales por tratamiento. El maíz fue sembrado bajo siembra directa en fecha temprana (entre el 20/09 y el 10/10) y se utilizó el híbrido DK 7210 VTPro. A la 6º hoja se recolectaron muestras de suelo (0-20 cm, 20-40 cm y 40-60 cm de profundidad) para la determinación de N-NO_3. La cosecha se realizó mecánicamente con monitor de rendimiento. Mediante análisis de regresión espacial se ajustó la función de rendimiento (R) dependiente de la densidad de siembra, de la dosis de N, sus formas cuadráticas y de su interacción. También se estimó la función de densidad para cada dosis de N y con ello se determinó la densidad óptima agronómica (DOA) por dosis de N probada. Se sumó la disponibilidad de N-NO_3 en V6 y la dosis de N aplicada y se dividió por cada densidad para obtener la oferta total de N por planta (NPP). Finalmente, se relacionó la NPP con la densidad a los efectos de estimar la NPP correspondiente con la DOA. Los resultados encontrados indican que todas la interacciones N:D fueron estadísticamente significativas, se ajustaron funciones de rendimiento versus densidad por dosis de N del tipo cuadrática con todos sus parámetros significativos lo cual permitió obtener DOA por experimento y por dosis de N. El ajuste entre la NPP y densidad también fue significativo y del tipo cuadrático. La relación entre la NPP en cada DOA y la dosis de N no fue estadísticamente significativa, por eso independientemente de la dosis de N, la DOA se relaciona con un valor medio de 2,3 g NPP (1,5 y 3,5). Este resultado permite comprender que a la DOA la oferta óptima de N debiera ser de 2,3 g NPP N-NO_3 del suelo 0-60 cm y la fertilización. Con estos datos y con el ajuste de la DOA según rendimiento alcanzable por ambiente en función del genotipo empleado se puede determinar los requerimientos de fertilización para que cada planta disponga de 2,3 g N.

Palabras claves: N:D, Fertilización, Oferta nutricional

C3P34. COMPOST DE CORRAL DE ENCIERRO DE FEEDLOT: MINERALIZÓN DEL N EN MEZCLAS CON SUELO

[1,2]Facciuto, Sebastián; [1]Alonso, Andrea G. [3], Oliva, Facundo[1], Lett, Lina A.C.[1] y Mestelan, Silvia A[1*].

[1]CIISAS (Centro Integrado de Investigación en Sistemas Agronómicos Sustentables), Facultad de Agronomía, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires (FA-UNCPBA). [2]Becario de Entrenamiento CICPBA [3]Laboratorio de Análisis de Suelos, Facultad de Agronomía, Universidad nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires. [*] silvia.mestelan@hotmail.com

RESUMEN

Los residuos de *feedlot* bovino, compuestos por estiércol y materiales utilizados como piso de los corrales de encierro, han sido reconocidos como una fuente importante de N y otros nutrientes, y sin tratamiento y disposición adecuados constituyen un pasivo ambiental de estas operaciones concentradas animales, mientras que compostados y agregados al suelo podrían participar de un esquema circular de transferencia de nutrientes. Con la finalidad de evaluar el aporte potencial de N de compost de este origen, se muestreó compost de tres feedlots del Centro Bonaerense, de escala media a grande (Olavarría- Ola, de alrededor de 5000 cabezas y Tandil- Ta, y Saladillo- Sa, de hasta 15000 cabezas engordadas al año). En cada lugar, el estiércol fue mezclado con carbonatos (provenientes de canteras de tosca), que se usan para sellar el piso y con remanentes de horizontes Bt franco arcillosos o franco arcillo arenosos (en Tandil y Olavarría), o remanentes de horizontes Bw o C franco arenosos en Saladillo. Los compost se caracterizaron fisicoquímicamente, y tuvieron pHs entre 7,3 y 7,8 y conductividades eléctricas del orden de 0,7 a 2,5 dS m^{-1} (ambas variables medidas en extracto 1:5 compost : agua). El N total tomó valores de 0,64 a 0,80%, y la relación C:N fue del orden de 6,5 a 8,9. Mezclas de 500g de un horizonte A de un Argiudol típico (serie Azul) de pH 6,3, 2,45 % de C orgánico y 10,6 de relación C:N con compost húmedo (equivalente a 40 tn ha^{-1}) de cada feedlot fueron incubadas por cuadriplicado a 25°C y a capacidad de campo en estufa de incubación durante 56 días en bolsas Ziplock. Similares condiciones de incubación se sostuvieron para 4 bolsas que sólo contenían suelo – horizonte A, empleadas como testigo. Se extrajeron muestras de 50g para determinar $N\text{-}NH_4^+$ y $N\text{-}NO_3^-$ al tiempo 0, y a los 7, 14, 28 y 56 días de comenzada la incubación. El $N\text{-}NH_4^+$ se recuperó en forma significativa hasta los 14 días mientras que a partir de este muestreo solo se pudieron registrar cantidades apreciables de $N\text{-}NO_3^-$. Al finalizar la incubación se regresionaron contra el tiempo los valores de N mineralizado acumulativo ($N\text{-}NH_4^+ + N\text{-}NO_3^-$) respectivo del testigo, y por ajuste no lineal se estimaron los valores de N potencialmente mineralizable (N_0), resultando del orden de 39,75, 23,00 y 25,85 mg N kg^{-1} de mezcla suelo: compost para Sa, Ola y Ta. Las constantes (k) de mineralización ajustadas fueron 0,16, 0,08 y 0,12 mg N kg^{-1} de mezcla $día^{-1}$ respectivamente. Los compost de Sa están fuertemente mezclados con arenas, que ayudarían a mantener una estructura porosa de la mezcla estiércol-material de corral, que facilitaría la mineralización por mayor difusividad del O_2. En los 3 materiales no se logró mineralizar más allá del 32,29 % (Sa) del N total inicial, presentando el menor valor de mineralización el compost Ola (18,94%), sugiriendo la presencia de formas orgánicas del N de cierta recalcitrancia. Datos regionales de suelos abonados con estiércol de corral de encierro por períodos prolongados muestran que en efecto existe una acumulación más marcada del N que del C en los mismos.

Palabras claves: residuos pecuarios; abono; aporte de N

C3P35. APLICACIÓN DE FERTILIZANTES ORGÁNICOS-PELLETS CON SEMBRADORAS CONVENCIONALES

Ferrari, Javier L*; Dosanto, Aldo M; Tittonell, Pablo A; Reuque, Raúl y Gazzotti, Juan I.
EEA INTA Bariloche

*ferrari.javier@bariloche.inta.gob.ar, CC227 (8400) INTA Bariloche. Te: 02944-422731

RESUMEN

Los abonos son fuentes de nutrientes para los cultivos, también tienen altos contenidos de materia orgánica, la cual mejora las propiedades físicas y químicas del suelo. El alto contenido de humedad y la baja densidad aparente de los abonos podría ser una limitante importante en su utilización a gran escala. Mediante la transformación de abonos en fertilizantes orgánicos por secado, molido y pelletizado podría mejorarse el transporte y almacenamiento y ampliar su uso en cultivos extensivos. El objetivo de este trabajo fue evaluar la aplicación de fertilizantes orgánicos con maquinaria convencional. El trabajo fue realizado con un fertilizante orgánico producido a partir de estiercol de oveja. Se estabilizó el material bajo cubierta, posteriormente se hicieron pellets de 0,5 mm de diámetro y 0,5 de largo. Se determinó la humedad, la densidad aparente, pH, CE, N, P, Ca, Mg y K. Se aplicó el fertilizante con una sembradora con distribuidores de fertilizantes de estrella de velocidad fija y capacidad variable y otra sembradora con distribuidores chevron de capacidad fija y velocidad variable. Con la sembradora distruibuidor estrella no se alcanzo una dosis muy alta (64,4 kg ha^{-1}), los pellets pasaron sin dificultad por los distribuidores. Se observó una correcta aplicación tanto en el surco de siembra como en superficie. Con distribuidores chevrón se alcanzó una dosis mayor (183,7 kg ha^{-1}). Sin enbargo al calcular los kg ha^{-1} de P y N aplicados, resultan muy bajos en comparación con el PDA (con 20% de P y 18 % de N) debido a que la concentración de P y N en el fertilizante orgánico es muy baja (0,65 % P y 1,54 % N). El aporte fundamental del fertilizante orgánico es el carbono orgánico (27,6 %), el cual podría contribuir a evitar la perdida de materia orgánica de los suelos bajo agricultura.

Palabras clave: abonos, reciclado, nutrientes

INTRODUCCIÓN

Los abonos y abonos compostados son fuentes excelentes de nutrientes para los cultivos, los mismos pueden contener altos contenidos de materia orgánica, la cual puede ser usada para mejorar las propiedades físicas y químicas del suelo (Eghball & Power, 1994; Eghball 1999). Es probable que el carbono orgánico del abono tenga un valor mucho mayor que los nutrientes que contiene, si fuera aplicado a un suelo con baja materia orgánica o erosionado (Eghball & Power, 1994, Eghball 1999). Si bien métodos innovadores están siendo usados para transportar abono desde zonas productoras del mismo hacia zonas no productoras, esto no está ocurriendo a gran escala (Sharpley, 2003). El alto contenido de humedad y la baja densidad aparente podría ser una limitante importante en la utilización de los abonos en grandes superficies de cultivo. Mediante la transformación de abonos en fertilizantes orgánicos por secado, molido y pelletizado podría mejorarse el transporte y almacenamiento (López-Mosquera *et al.*, 2008) y ampliar la escala de utilización en pasturas naturales, cultivadas y cultivos extensivos ya que podría ser aplicado con maquinaria convencional (Ferrari *et al.*, 2015). La definición de fertilizante orgánico no está referida en este trabajo a los principios establecidos por la Federación Internacional de Agricultura Orgánica (IFOAM 2005), sino a un término más amplio debido a la presencia de carbono orgánico en estos materiales.

Los fertilizantes orgánicos son normalmente aplicados al voleo con esparcidoras centrífugas o de péndulo en cultivos intensivos, en cultivos extensivos no son comúnmente utilizados. Sin embargo mientras la superficies de los cinturones hortícolas y frutícolas alcanzan los miles de hectáreas y en suelos frecuentemente sobre enriquecidos en nutrientes, los cultivos extensivos alcanzan millones de hectáreas, en suelos frecuentemente con bajos niveles de fertilidad (García, 2001). Por ejemplo en nuestro país se siembran aproximadamente 20 millones de hectáreas de soja, con un balance negativo de carbono (Alvarez, 1995), pudiendo ser el destino de las grandes cantidades de materia orgánica y nutrientes acumulados en actividades ganaderas intensivas. Las sembradoras convencionales pueden aplicar el fertilizante tanto dentro del suelo como en superficie y son las mayormente utilizadas en cultivos extensivos.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la aplicación de fertilizantes orgánicos con maquinaria convencional y estimar las dosis de nutrientes aplicadas.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo fue realizado con un fertilizante orgánico producido a partir de estiercol de oveja (acumulado durante 1 año desde la última limpieza del corral). Fue recolectado de un corral techado a principios de septiembre de 2017 en un establecimiento de la localidad de Mallin Ahogado (El Bolsón). Se estabilizó el material bajo cubierta, en pila de 1,5 m^3, manteniendolo al 50% de humedad durante un mes, luego del cual no presentaba olor. Posteriormente se utilizó un molino de martillos y una peletizadora de placa y rodillos de pequeña escala con motor trifásico de 4 HP, diametro de agujeros de placa de 0,5 mm, largo de pellets 0,5 mm aproximadamente. Se secaron los pellets a 60 ºC previo a la aplicación, para las determinaciones quínicas se molió una muestra compuesta en molino de laboratorio. Se determinó la humedad (base húmeda), la densidad aparente (peso seco en volumen); el pH y la CE relación 1: 5 abono : agua. Se determinó N por digestión Kjeldahl y P, Ca, Mg y K por calcinación a 550ºC y extracción con ácido HCl. Posteriormente se determinó P por el método ascórbico molibdato, y Ca, Mg y K por absorción atómica (Westerman, 1990; Carter, 1993).

Para la aplicación del fertilizante, en la localidad de Cholila se empleo una vieja sembradora de arrastre marca Juber, con distribuidores de fertilizantes de estrella de velocidad fija y capacidad variable por apertura de la boca del dosificador. La sembradora cuenta con 9 cuerpos de siembra a 24 cm (ancho de labor 1,92 m) originalemente a zapata modificada a doble disco sembrador con resorte de safé y eje rígido en ruedas tapasurcos. Se recolectó en bolsitas de nylon el fertilizante aplicado en 100 m lineales, se pesó, se calculó el promedio, el desvio estandar y coeficiente de variación. Se calculó la dosis aplicada para el máximo de apertura del dosificador. Posteriormente se observó la aplicación dentro del zurco y luego con las mangueras de bajada sueltas, se observó la aplicación en superficie.

En la Localidad de Picún Leufú se empleo una sembradora nueva de tres puntos marca Surka con distribuidores chevron de capacidad fija y velocidad variable por engranajes y cadena, 9 cuerpos de siembra independientes con paralelogramo a 20 cm (ancho de labor 1,60 m). Se peso en bolsitas de nylon a dosis maxima y una dosis intermedia. Se cáluclo el promedio, desvió estandar y coeficiente de variación. Se trabajó con la máquina levantando la rueda que transmite el movimiento a los distribuidores, 25 vueltas de rueda de 2,28 m de circunferencia.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La densidad aparente del fertilzante orgánico, luego de secarlo a 60 º C aumentó de 0,55 Tn m^3 (Tabla 1) a 0,71 Tn m^3, este valor es similar a la densidad aparente de la UREA (0,70 Tn m^3) e inferior al PDA (0,95 Tn m^3). Aumentar la densidad aparente es un objetivo importante tanto para la aplicación como para el transporte y almacenaje del fertilizante (Alemi *et al.*, 2010). La humedad estuvo cercana al óptimo (10-15%) al momento de la peletización (Tabla 1) siendo muy importante la reducción de la humedad por secado artificial posterior a la peletización, tanto para el pasaje a través de los distribuidores como también para su almacenamiento. Si bien los pellets no tenían olor, el alto valor de pH (Tabla 1) sugiere que no se completó el proceso de compostaje.

Tabla 1. Valores de densidad aparente (Dap), humedad en base húmeda (H), pH en agua, conductividad eléctrica (CE) y nutrientes del fertilizante orgánico (FO) a partir de estiercol de oveja

	Dap	H	pH-H_2O	CE	C	N	P	Ca	Mg	K
	(Tn m^3)	(%)		(ds m^{-1})			(%)			
FO Pellet	0,55	21,6	9,0	5,8	27,6	1,54	0,58	1,49	0,32	0,68

En la tabla 2 se observan las dosis máximas alcanzadas. Con la sembradora de distruibuidores estrella (sembradora Juber) no se alcanzó una dosis muy alta (64,4 kg ha^{-1}), los pellets pasaron sin dificultad por los distribuidores, quedando enteros en las bolsitas de nylon. El coeficiente de varieación (14%) entre distribuidores es aceptable para una máquina de muchos años de uso. Se observó una correcta aplicación tanto en el surco de siembra como en superficie, en este caso soltando las manqueras de bajada del fertiliznte. Con distribuidores chevrón (sembradora Surka) se alcanzaron dosis mucho mayores (183,7 kg ha^{-1}). La dosis intermedia fue de 146,6 kg ha^{-1}, la máquina cuenta con multiples convinaciones de engranajes para lograr la dosis que se desee aplicar. En la actualidad la firma Juber en su

modelo alfa 2300, también tiene distribuidores chevrón, con 13 lineas a 17,5 cm, cuepos de siembra independientes con paralegramo y doble disco sembrador, lo que permitiría aplicar dosis aún mayores. Los distribuidores chevrón presentaron una gran precisión en la aplicación pudiendo descargar pellets de mayor tamaño, por ejemplo 0.8 cm por 1 cm de largo ya que si se quisiera aplicar dosis menores, varía la velocidad en vez de la apertura de la boca de descarga. Sin enbargo al calcular los kg ha^{-1}, por ejemplo de P y N, resultan muy bajos en comparación con el PDA (con 20% de P y 18 % de N) debido a que la concentración de P y N en el fertilizante orgánico es muy baja (0,65 % P y 1,54 % de N). El aporte fundamental del fertilizante orgánico esta en el carbono orgánico (27,6 %), el cual podría contribuir a evitar la perdida de materia orgánica de los suelos bajo agricultura. Podría aplicarse en forma alternada con fertilizantes inorgánicos, o reformularse la concentración de nutrientes en el momento de la pelletización. La adición de nutrientes fertilizantes minerales al abono durante la producción de fertilizantes en pellets organo-minerales aumenta las concentraciones de nutrientes, requiriendo tasas más bajas de aplicación a campo (Zebarth *et al*., 2005).

Tabla 2. Aplicación de fertilizante orgánico con dos sembradoras convencionales, ds: desvio estandar, cv: coeficiente de variación.

	distribuidores estrella 100 m lineales	distribuidor chevrón 57 m lineales
peso promedio por distribuidor en (g)	134,7 (ds: 18,9, cv: 14,0 %)	185,7 (ds: 3,1, cv:1,6%)
dosis máxima (kg ha^{-1})	64,4	183,2

Actualmente estamos estudiando el enriquecimiento de los pellets con materiales tanto orgánicos como inorgánicos con N, P y S. Los contenidos de nutrientes en pellets de distintos origenes y la liberación de nutrientes por mineralización deben ser estudiados también (Wang *et al.*, 2002). Qué efecto puede tener el fertilizante junto con la semilla, cómo responden las plantas y el suelo al agregado de fertilizantes orgánico son trabajos en curso que pueden aportar conocimiento de base para el reciclado de nutrientes.

CONCLUSIONES

Los resultados preliminares obtenidos muestran que es posible la aplicación de pellets orgánicos con sembradoras convencionales, las dosis de P y N son sustancialmente menores a los fertilizantes inorgánicos debido a la baja concentración de P y N en los abonos, aunque presentan la ventaja de aportar materia orgánica al suelo.

AGRADECIMIENTOS

Al Sr Carranza (productor agrpecuario de Mallin Ahorgado, El Bolsón), a Gustavo Rubinstein (productor agropecuario de Cholila), a Santiago Ruiz (productor de Picún Leufú). Trabajo financiado por los Proyectos Regionales INTA 1281101/02/03 y Programa Nacional de Recursos Naturales INTA.

BIBLIOGRAFÍA

- Alemi H, MH Kianmehr & AM Borghace. 2010. Effect of pellet processing of fertilizer on slow-release nitrogen in soil. Asian Journal of Plant Sciences. 9 (2): 74-80.
- Alvarez R, JH Lemcoff & AH Merzari. 1995.Balance de nitrógeno en un suelo cultivado con soja. Cienc Suelo. 13: 38-40.
- Carter MR. 1993. Soil sampling and methods of analysis. Canadian Society Soil Science, Lewis Publ, CRC, Florida.
- Eghball B & JF Power. 1994. Beef cattle feedlot manure managment. J Soil Water Conserv, 49 (2): 113-122.
- Eghball B.1999. Liming effects of beef cattle feedlot manure or compost. Commun Soil Sci Plant Anal, 30 (19&20): 2563-25702.
- Ferrari JL; EE Martinez & MV Cremona. 2015. Nutrient balance in organic Raspberry production with dairy-manure amendments. Int J of Plant and Soil Sci, 7(5): 306-318.
- García F. 2001. Balance de fósforo en los suelos de la región pampeana. Informaciones Agronómicas 9:1-3. INPOFOS Cono Sur. Acassuso, Buenos Aires, Argentina.
- IFOAM. 2005. The principles of organic agriculture. Bonn Germany: IFOAM. Available online at http://www.ifoam.org/about_ifoam7principles/index.html.

- Lopéz-Mosquera ME; F Cabaleiro; MJ Sainz; A Lopéz-Fabal & E Carral. 2008. Fertilizing value of broiler litter: Effects of drying and pelletizing. Bioresour. Technol. 99:5626-5633.
- Sharpley, AN; T Daniel; T Sims; J Lemunyon; R Stevens & R Parry. 2003. Página 21. Agricultural Phosphorus and Eutrophication. Second Edition. USDA-ARS. ARS–149, U.S.Gov. Print. Office, Washington, DC.
- Wang Y; Y Katsumi & K Yakushido. 2002. Changes in Nitrate N content in different soil layers after the application of livestock waste compost pellets in a sweet corn field. Soil Sci. Plant Nutr, 48 (2): 165-170.
- Westerman RL. 1990. Soil testing and plant analysis. Third Edition. Soil Sci Soc Am, Inc Chapter 15, pag: 389:430. Madison, Wisconsin, USA.
- Yan, W; K Yamamoto & K Yakushido. 2002. Change in nitrate N content in different soil layers after the application of livestock waste compost pellets in a sweet corn field. Soil Sci Plant Nut, 48(2): 165-170.
- Zebarth BJ; R Chabot; J Coulombe; R Simard; J Douheret & N Tremblay. 2005. Pelletized organo-mineral fertilizer product as a nitrogen source for potato production.Can J Soil Sci. 85(3): 387-395.

C3P36. EXTRACCIÓN DE BASES DEL MODELO PRODUCTIVO, EN LOS SUELOS DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES

García, Mirta G y Presutti, Miriam

Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata. Calle 60 y 119. (1900). La Plata. Buenos Aires. Argentina. Correo electrónico: mirgarcia@agro.unlp.edu.ar

RESUMEN

La provincia de Buenos Aires duplicó la superficie cosechada con trigo, maíz, soja y girasol en los últimos 47 años, la participación de la soja se ha incrementado notablemente, ya que en las primeras campañas este cultivo representaba el 1,2% de la superficie total cosechada, mientras que en la última (2015/2016) representa el 61,9 %. Esta predominancia conlleva a una extracción diferenciada de algunos nutrientes en particular, especialmente los cationes básicos: Ca^{2+}, Mg^{2+} y K^{+}, cuya reposición ha sido escasa o casi nula. El objetivo de este trabajo es visualizar áreas susceptibles de ser degradadas por la demanda sesgada de cationes básicos, provocado por el crecimiento exponencial de la superficie cultivada con soja en la provincia. Para ello se cuenta con la información básica de las Cartas de Suelos (1:50000), cuyo relevamiento permite determinar los umbrales críticos de las relaciones entre cationes para el desarrollo de la mayoría de los cultivos. Si bien estos datos no han sido actualizados, se podrían distinguir áreas más sensibles a presentar desbalance entre cationes, de mantenerse constante en el tiempo su dinámica en la matriz suelo. Se calculó la extracción de bases de los cuatro cultivos, (campañas 1969/2016), y se identificó por partido a aquel responsable de la mayor extracción de cada catión. Se visualiza a la soja predominando en los partidos del centro-norte de la provincia y en menor medida al trigo en el sur, respecto a sus requerimientos. Si se compara estos datos con las áreas más sensibles a presentar desbalances en los umbrales críticos originales, se podría predecir que la extracción sesgada de cationes causada por el cultivo de soja ampliaría y modificaría esos umbrales críticos originales, de mantenerse constante las condiciones de reposicion, y de no diversificarse las rotaciones y la tecnología acompañante; poniendo en peligro la sustentabilidad del agrosistema.

Palabras claves: relaciones cationes básicos, agricultura extractivista, sustentabilidad.

INTRODUCCIÓN

La provincia de Buenos Aires duplicó la superficie cosechada con trigo, maíz, soja y girasol en los últimos 47 años, mientras que la producción se incrementó un 324%, en consonancia con los mayores rendimientos, sobre todo de los cultivos estivales. A nivel país, se triplicó el área cosechada para el mismo periodo y se sextuplicó la producción de estos granos. Desde la liberación de la soja transgénica en el año 1997 con el paquete tecnológico asociado (siembra directa, biocidas y fertilizantes) y la dependencia de las condiciones socio económicas del mercado que regulan las decisiones de uso de los suelos, se observa una tendencia al monocultivo de soja o en el mejor de los casos la combinación con trigo en un mismo año calendario. La predominancia de algún cultivo en particular genera deficiencias de nutrientes selectivas en el suelo, de acuerdo a la composición química del grano que se extrae. Si se tiene en cuenta que la aplicación vía fertilizantes arroja balance negativos de nutrientes (Cruzate &Casas, 2012; García & Gonzalez San Juan, 2016), se acrecienta la vulnerabilidad de los suelos por agotamiento o desequilibrio en sus reservas, poniendo en peligro la sustentabilidad del agroecosistema. Esto cobra relevancia para la soja, un cultivo fertilizado en baja proporción y particularmente sólo con P, y eventualmente algún micronutriente.

Este modelo de agricultura extractiva, se agrava en el caso de los nutrientes básicos (Ca^{2+}, Mg^{2+} y K^{+}), debido a que su reposición es escasa o nula (Gelati & Vázquez, 2004; Cruzate & Casas, 2009), situación que conlleva, entre otras causales a la acidificación de los suelos del ámbito templado. Estas bases son requeridas por las plantas en grandes cantidades para su crecimiento y el suelo los provee de acuerdo a la riqueza del material parenteral y el grado de meteorización, según las características climáticas y bióticas del lugar. Se encuentran adsorbidos en los coloides inorgánicos y orgánicos del suelo en equilibrio con las formas más inmediatamente asimilables en la solución edáfica, desde donde son absorbidos por las plantas y/o microorganismos e inmediatamente repuestas a la solución del suelo por intercambio catiónico para restablecer el equilibrio. Las reservas a largo plazo provienen de la mineralización de los residuos orgánicos y de la estructura mineral que los provee, como así también se pueden perder por erosión o lixiviación. La velocidad de estos procesos está determinada por la naturaleza y composición química de los coloides del suelo (Havlin *et al.*, 1999; Mengel & Kirkby, 2000), las condiciones climáticas y el manejo antrópico. En los suelos, aunque las cantidades netas disminuyen en relación a los contenidos iniciales, la proporcionalidad se conserva (Bertsch, 1998). Otro

proceso que se da, es la interacción entre cationes, niveles excesivos de uno puede causar deficiencias de otros por antagonismo. Si bien no existen calibraciones regionales en el país, luego de una amplia revisión bibliográfica, Vázquez y Pagani (2015) publicaron los siguientes umbrales críticos: Ca+Mg/K = 7-11/1; Ca/Mg = 3-15/1 y Ca/K = 13/1; que serían uno de los criterios de diagnóstico para identificar deficiencias relativas de algún catión en particular. Un valor superior a estos umbrales indicaría deficiencia relativa de los elementos del denominador, para la mayoría de los cultivos, con un rango de variación, según condiciones edafo-climático-culturales del sitio en estudio.

Nos interesa conocer el contenido de estos cationes que extraen los principales granos y cereales que se cultivan en la provincia de Buenos Aires, tales como trigo, maíz, soja y girasol. Se pueden estimar, tomando como base la planilla de cálculos de requerimientos nutricionales de IPNI (2016), donde se observa claramente que la soja se caracteriza por ser el grano que mayores requerimientos de cationes básicos necesita respecto a los otros cultivos. Si se valora con el 14% de humedad, para producir una tonelada de granos extrae desde el suelo 16 kg de K, 3 kg de Ca y 3 kg de Mg.

El objetivo de este trabajo es visualizar áreas susceptibles de ser degradadas por la extracción diferencial de cationes básicos, provocada por el crecimiento exponencial de la superficie cultivada con soja en la provincia de Buenos Aires.

MATERIALES Y MÉTODOS

Extracción de nutrientes básicos

Se analizaron las series históricas de estimaciones agrícolas elaboradas por el actual Ministerio de Agroindustria de la Nación, que consigna datos sobre superficie cosechada (ha), producción (t) y rendimiento (kg ha^{-1}), para los partidos de la provincia de Buenos Aires durante 47 campañas, desde la campaña 1969/70 hasta la 2015/16 de los cuatro cultivos principales: trigo, maíz, soja y girasol. En cada partido de la provincia y para cada cultivo individualmente, se aglomeraron los datos en cinco grupos (cuatro de 10 campañas y uno de 7) y se calcularon los rendimientos promedios de cada década, mediante la sumatoria de la producción anual dividida por la sumatoria de las superficies cosechadas anualmente en el mismo periodo. Los datos de extracción de nutrientes básicos en kg ha^{-1} fueron calculados utilizando la planilla elaborada por IPNI, Cálculo de requerimientos nutricionales (IPNI, 2016) a partir de los rendimientos medios calculados y con una humedad de grano de 14%. Las extracciones en kg ha^{-1} de todas las campañas y todos los cultivos fueron sumadas por partidos para obtener la extracción total de cada nutriente básico. Se generaron los mapas para cada catión y, en cada partido se elige el cultivo responsable de la mayor extracción del catión de referencia.

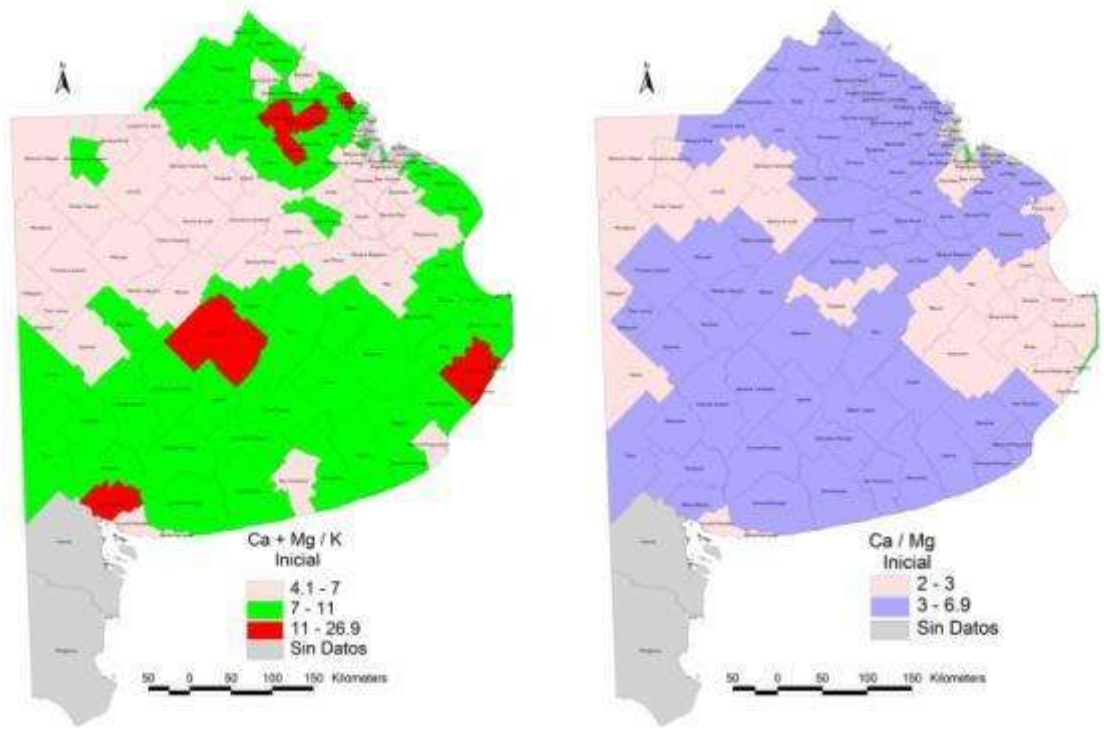
Relaciones entre nutrientes básicos

Se generó una base de datos con los contenidos intercambiables de Ca^{+2}, Mg^{+2} y K^{+} del horizonte superficial de las series de suelos descriptas por INTA, expresados en meq/100 g de suelo. Estos análisis químicos fueron realizados mayoritariamente durante las décadas del 60 y 70 y en menor medida en los 80. En un entorno SIG, fueron asociados a los polígonos de las unidades cartográficas, escala 1:50.000, los datos analíticos de la serie dominante. No se analizaron las unidades cartográficas definidas como complejos ni los partidos del sur bonaerense, Villarino y Patagones, por no estar relevados en la escala de trabajo. Se calculó un valor medio de la disponibilidad de cada catión por partido, mediante la ponderación de la superficie ocupada por las unidades cartográficas en cada partido y su correspondiente valor de disponibilidad. Se calcularon las relaciones iniciales Ca+Mg/K; Ca/Mg y Ca/K.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Relaciones entre cationes básicos, según Cartas de Suelos (1:50.000), provincia de Buenos Aires

En la Figura 1 a) se observan los partidos que tienen una baja relación Ca+Mg/K, por debajo del umbral crítico (7-11/1) para la mayoría de los cultivos. Esto indicaría que el contenido de Ca y/o Mg por unidad de K, es menor. Para identificar cuál de ellos podría está en déficit se calculó la relación Ca/Mg, delimitando los partidos por debajo del umbral 3, tal como se visualiza en el mapa de la Figura 1 b), separándose así aquellas áreas con mayores posibilidades de sufrir déficit de Ca, de las otras que puedan presentar déficit de Mg (por encima de 3), considerando suficiencia de K.

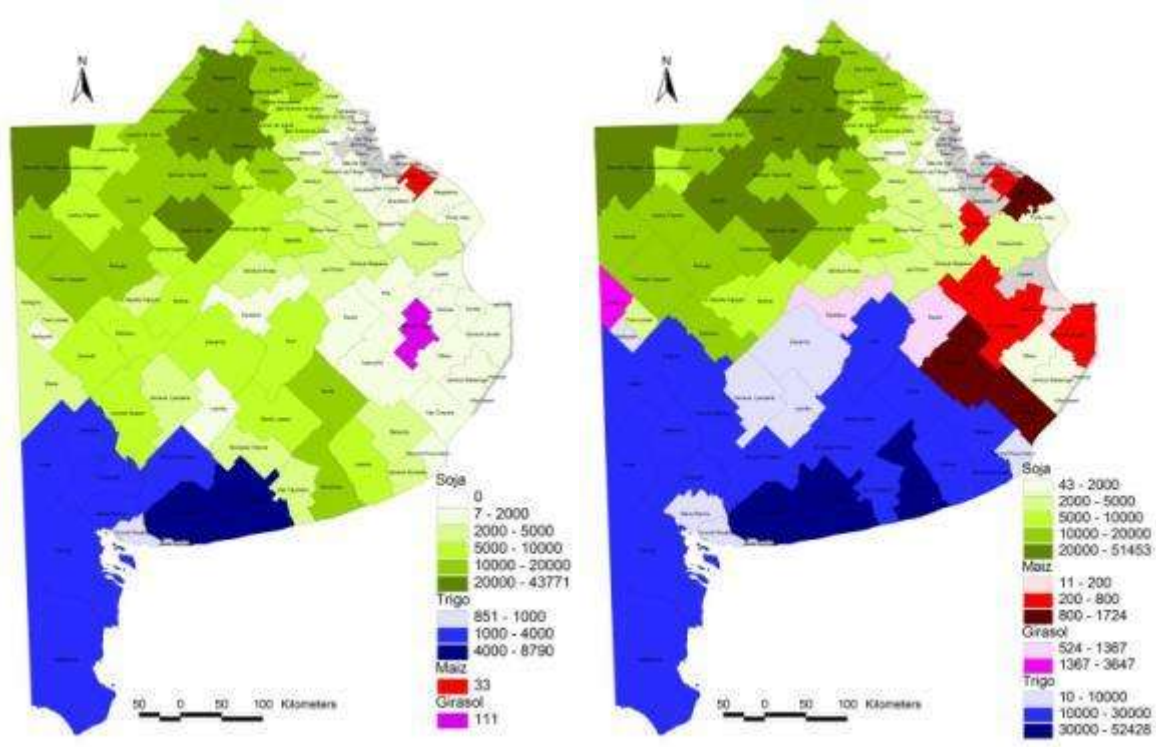


a) b)

Figura 1: Relaciones entre cationes básicos en la provincia de Buenos Aires

De manera general, se podría decir que el noroeste de la provincia y los partidos que delimitan el norte de la Pampa Deprimida presentan desbalances de Ca y/o Mg respecto al K. Cuando se compara lo que sucede al efectuar la relación Ca/Mg solamente se identifican algunos partidos más al oeste, tales como Gral Villegas, Rivadavia, Pellegrini, Adolfo Alsina, Ameghino, Carlos Tejedor, Leadro N Alem y Gral Viamonte como deficitarios en Ca, mientras que el resto de los partidos presentarían desbalances de Mg con respecto al Ca. Esta observación es importante a tener en cuenta por las consecuencias nutricionales sobre los cultivos, que podrían afectar su rendimiento.

También se identificó al cultivo que extrajo la mayor cantidad de toneladas de cada catión por partido a lo largo de estas 47 campañas. Se confeccionaron los mapas de la Figura 2 a) y b) donde se representa la extracción de Ca y Mg, y el cultivo responsable de esa mayor extracción por partido. Por los datos relevados respecto a la superficie cosechada con soja se observa que durante las primeras campañas este cultivo representaba el 1,2% de la superficie total cosechada, mientras que en la última campaña representa el 61,9 %.



a) b)

Figura 2. Extracción de Ca y Mg respectivamente (t.ha^{-1}) por el cultivo dominante.

Si se tiene en cuenta que la soja es el cultivo más extractivo de cationes y el de mayor superficie cosechada, claramente estaría en peligro la sustentabilidad del modelo productivo que se viene imponiendo en los últimos años. Coincidentemente en el NO y centro-norte de la Depresión del Salado fue caracterizada inicialmente con umbrales en las relaciones entre cationes por debajo de la situación crítica. Faltarían relevamientos de actualización de los datos analíticos de las cartas de suelos georreferenciados para corroborar de manera sistemática esta evolución. No obstante, numerosos investigadores recopilan información, Sainz Rozas et al (2013) demostraron una pérdida del 40-50 % de materia orgánica en el área pampeana, causada por la alta intensificación agrícola, falta de rotaciones con pasturas y el incremento en la frecuencia del cultivo de soja en las rotaciones

En la Figura 3 se observa la magnitud en la extracción de K por los cultivos estudiados. La zona sur y sureste la provincia de Buenos Aires, es apta ecológicamente para el cultivo de trigo, y como tal es el cultivo que representa la mayor extracción de Ca, Mg y K en esta zona, a excepción de los partidos de Lobería y Necochea.

El trigo requiere más Mg proporcionalmente respecto al Ca, tal como se visualiza en el mapa de la Figura 2 b) y tiene una mayor demanda de K, pero no parece ser este un catión preocupante de mantenerse las relaciones iniciales entre cationes (Figura 1) y una dinámica constante de reposición en el suelo. Se observa que la soja estaría cultivándose en los partidos de Lobería y Necochea, mencionándose como el cultivo de mayor extracción de K, ya que por tonelada quintuplica los requerimientos del trigo. Se entiende que estaría vigente la rotación trigo/soja de 2da, que de mantenerse las relaciones de extracción de Ca en el caso de la soja es mucho mayor que si se cultivara trigo.

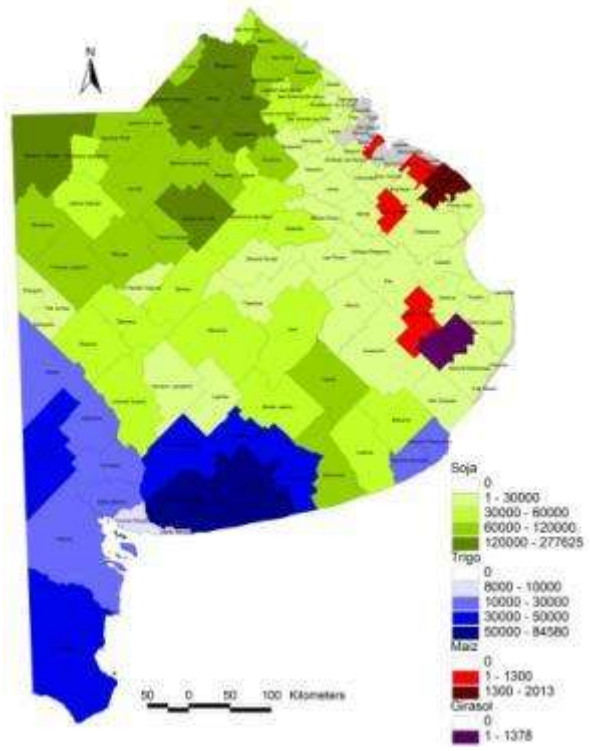


Figura 3. Extracción de K por los principales cultivos (47 campañas) en la provincia de Buenos Aires.

Habría que observar la evolución en la rotación por el desbalance de cationes, una mayor extracción de K en relación al Ca + Mg incrementaría el umbral crítico, tornándolos inadecuados para una correcta nutrición de los cultivos. Sainz Rozas et al (2013) encontraron aumentos en el umbral crítico para la relación Ca+Mg/K, al comparar suelos bajo agricultura versus prístinos en el NE de la provincia, a pesar de ser suelos muy bien provistos de K provenientes del loess pampeano como material originario.

CONCLUSIONES

- La provincia de Buenos Aires presenta áreas con umbrales críticos entre cationes por debajo de los considerados óptimos para la mayoría de los cultivos, según información originada a partir de las Cartas de suelos.

- La soja es el cultivo predominante en el modelo agrícola imperante en la provincia, siendo sus requerimientos de cationes básicos mayores a los del maíz, trigo y girasol.

- La extracción sesgada de cationes causada por el cultivo de soja ampliaría y modificaría esos umbrales críticos originales, de mantenerse constante las condiciones de reposicion, si no diversificarse las rotaciones y la tecnología acompañante.

- Se acentuaría la problemática de acidificación a largo plazo, por disminución de la capacidad de resiliencia de los buenos suelos bonaerenses.

BIBLIOGRAFÍA

- Bertsch, F. 1989. La fertilidad de los suelos y su manejo. Editorial: Asociación Costarricense de la Ciencia del Suelo. Costa Rica. 163 pp.
- Cruzate, G.A., y R. Casas. 2009. Extracción de Nutrientes en la Agricultura Argentina. Informaciones Agronómicas del Cono Sur, IPNI. 44:21-26.

- Cruzate G.A., y R. Casas. 2012. Extraccción y balance de nutrientes en los suelos agrícolas de la Argentina. Informaciones Agronómicas del Cono Sur, IPNI. 6: 7-14.
- García FO y MF González San Juan.2016.Consumo de fertilizantes en el mundo y en la Argentina. Sustentabilidad de los Agrosistemas y el uso de fertilizantes. Cap. 3:61-84. VRL del website: http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/.pdf. Consultado 13/3/18.
- Gelati P y ME Vázquez. 2004. Exportación agrícola de nutrientes básicos en la zona norte de la Provincia. de Buenos Aires y el costo de su remediación. Acta Segundas Jornadas de la Asociación Argentino Uruguaya de Economía Ecológica (ASAUEE), 12-13/11, Lujan, Argentina. p. 28-29.
- Havlin, J.L., J.D. Beaton, S.L.Tisdale, and W.L. Nelson. 1999. Soil Fertility and Fertilizers. 6th Edition. Prentice Hall. Upper Saddle River, NJ. 499 p.
- IPNI. 2016. Cálculo de requerimentos nutricionales. Versión 2016. URL del website: http://lacs.ipni.net/article/LACS-1024. Consultado 13/3/18.
- Mengel K., Kirkby E.A. 2000. Principios de Nutrición Vegetal. Ed. Instituto Internacional de la Potasa, Basilea Suiza. 4ta Ed. 1ra Ed. en español. 692 p.
- Vazquez, M. y A. Pagani. 2015. Calcio y magnesio. Manejo de fertilización y enmiendas. Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. Ed. INTA. García (eds) En H. E. Echeverría y F. O. García. Buenos Aires. Argentina. P. 317-355.

C3P37. ¿QUE SUCEDE CON LAS FORMAS DE FÓSFORO CUANDO SE UTILIZAN CULTIVOS DE COBERTURA EN SUELOS DEGRADADOS?

Giannini, Ana P.; Irizar Alicia B. y Andriulo, Adrian E.

INTA EEA Pergamino, Ruta 32 Km 4,5. Pergamino, Buenos Aires, Argentina. giannini.anapaula@inta.gob.ar

RESUMEN

En la Pampa Ondulada, la intensificación de la agricultura provocó un detrimento de la calidad de los suelos. A fines de la década del ‘80, los suelos habían perdido el 30% de sus reservas de carbono y el 42% de las reservas de fósforo total de la capa arable. La búsqueda de nuevos caminos para evitar que los suelos continúen deteriorándose está en marcha. Actualmente, los cultivos de cobertura (CC) se presentan como alternativa para atenuar las pérdidas de carbono del suelo, como así también de los demás nutrientes limitantes. Sin embargo, muy poco se ha estudiado en relación a la dinámica del fósforo (P) en sistemas con CC, en los cuales se podría ver afectada la nutrición mineral del cultivo siguiente. El objetivo de éste trabajo fue evaluar el efecto de la inclusión de un CC de avena/vicia en una secuencia soja-soja sobre distintas formas de P del suelo en el corto plazo. Se tomaron muestras de suelo de un ensayo de largo plazo bajo monocultivo de soja en siembra directa localizado en la Estación Experimental Agropecuaria del INTA Pergamino. Los tratamientos evaluados fueron: monocultivo de soja sin CC y con CC. A la siembra del cultivo de soja se aplicaron 12 kg P ha^{-1} año y los CC no se fertilizaron. Se tomaron muestras compuestas de suelo a cuatro profundidades (0-5, 5-10, 10-20 y 20-30 cm) en cuatro sitios seleccionados al azar. El fósforo extractable (Pe) se determinó mediante colorimetría y el P total (P inorgánico + P orgánico) y el Po mediante calcinación. Además, se midieron los valores de pH en disolución acuosa. Luego de cuatro años, la inclusión de CC en suelos degradados por monocultivo de soja generó un aumento del 13% (45 ppm) del P total a 0-5 cm de profundidad (no existieron diferencias entre tratamientos en las otras profundidades de suelo evaluadas). Con respecto al Pe, aumentó 64% (23 ppm) a 0-5 cm y 67% (7 ppm) a 5-10 cm, no existiendo diferencias en las demás profundidades. El pH disminuyó de 6,3 a 5,4 con CC solamente en 0-5 cm. El Po no mostró diferencias significativas entre tratamientos; esto puede deberse a la rápida mineralización de compuestos orgánicos lábiles aportados por los CC en las primeras etapas de la descomposición. El resultado de esta mineralización estaría reflejado en la generación de ácidos, provocando la disminución de pH, y en el aumento de P mineral. La inclusión de CC aporta una fracción orgánica de P que favorece el reciclado de dicho nutriente, el P vuelve al suelo en formas lábiles provocando un aumento del P inorgánico y del P de la solución del suelo. Esto disminuiría la probabilidad de afectar negativamente la nutrición fosforada del cultivo principal de la rotación y además, permitiría ajustar las dosis de fertilizante fosforado. De todas formas, se necesita más estudio para evaluar el efecto de dicha tecnología sobre las formas de P del suelo.

Palabras claves: calidad de los suelos, cultivos de cobertura, reciclado de P.

C3P38. MICRONUTRIENTES EN SUELOS SEGÚN DOS SOLUCIONES EXTRACTORAS: MODELOS DE CORRELACIÓN ENTRE MEHLICH-3 Y DTPA-TEA

Giannini Kurina, Franca; Balzarini, Monica; Rampoldi, E. Ariel y Hang, Susana.

CONICET; Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba.
francagianninikurina@gmail.com

RESUMEN

Una alternativa para la cuantificación de micronutrientes disponibles para los cultivos en suelo consiste en utilizar soluciones extractoras como Mehlich-3 y DTPA-TEA. Actualmente, no existe un consenso sobre la elección de una u otra y los resultados obtenidos por ambos métodos no pueden compararse entre sí. Se evaluó la extracción de Fe, Mn, Cu y Zn utilizando dos soluciones extractoras en suelos a fin de detectar relaciones entre los resultados de ambos métodos en función de las características del suelo. A 93 suelos de los primeros 15 cm de profundidad provenientes de diferentes sitios de la provincia de Córdoba se les cuantificó pH, nitrógeno total, carbono orgánico total, conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico, arena, limo, arcilla. Los elementos Fe, Mn, Cu y Zn se extrajeron con Mehlich-3 y DTPA-TEA y se cuantificaron por espectrofotometría de absorción atómica. Para los cuatro elementos estudiados Mehlich-3 registró mayores concentraciones resultando la solución extractora más agresiva. Las concentraciones obtenidas por ambos métodos se correlacionaron y mostraron un ordenamiento equivalente de los suelos estudiados. En los suelos de pH más alto las diferencias entre los métodos fueron mayores. Para cada micronutriente se propuso un modelo en base a propiedades de suelo previamente seleccionadas (pH y Arena) que describió la relación entre las dos soluciones extractoras para el elemento evaluado. Los mejores ajustes se lograron para Fe (R^2=0,81) y Mn (R^2=0,73) mientras que los modelos para Cu (R^2=0,67) y Zn (R^2=0,66) registraron mayor error.

Palabras claves: modelos de regresión, métodos de determinación.

INTRODUCCIÓN

Existe hoy un creciente interés en aquellos nutrientes que se necesitan en pequeñas cantidades por los cultivos. Este foco de atención radica en las potenciales mermas de rendimiento por deficiencias y las respuestas observadas en términos de rendimientos a la fertilización por micronutrientes (Modaihsh, 1997; Johnson *et al.*, 2005). Los incrementos en la exportación de nutrientes debido al aumento sostenido de rendimientos y a la intensificación de uso sobre suelos agrícolas también deviene en la necesidad de incorporar micronutrientes vía fertilización (Takkar, 1993, Gubta *et al.*, 2008).

Las concentraciones de micronutrientes en suelos están determinadas por el sustrato geológico original y los subsiguientes regímenes geoquímicos y pedogenéticos (Hodgson, 1963; Holmgren *et al.*, 1993; Gubta *et al.*, 2008). Sin embargo, su biodisponibilidad, es decir la fracción disponible para ser absorbida por el cultivo, varía según características propias del suelo y las condiciones de la rizosfera. Las características del suelo que condicionan la disponibilidad de nutrientes son pH, contenido de materia orgánica y aquellas que determinan las superficies de adsorción (Giddens, 1964). La disponibilidad de micronutrientes para las plantas puede estimarse por soluciones extractoras que simulan la capacidad de absorción de la planta (Gubta *et al.*, 2008), y de este modo comparar la concentración de nutrientes entre diferentes suelos, establecer concentraciones umbral para definir fertilizaciones, evaluar interacciones entre nutrientes.

Entre las soluciones extractoras más utilizadas para cuantificar micronutrientes tales como Fe, Mn, Cu y Zn se encuentran Mehlich-3 y DTPA-TEA. La solución Mehlich-3 trabaja a pH 3, permite extraer simultáneamente P, Ca, Na, K, Mn, Fe, Mn, Cu y Zn pudiendo emplearse tanto para suelos ácidos como para suelos de origen calcáreo. Además, se ha demostrado que las cantidades extraídas con este método correlacionan con la respuesta del cultivo (Wang *et al.*, 2004). La solución DTPA-TEA trabaja a pH 7,3, y fue desarrollada para medir exclusivamente formas disponibles de Zn, Fe, Mn o Cu en suelos neutros y calcáreos. Actúa a través de la formación de complejos con cationes solubles, lo que provoca el desplazamiento de aquellos que se encuentran retenidos en los sitios de intercambio o formando complejos con la materia orgánica (Melgar *et al.*, 2001).

Actualmente, si bien existen diversos estudios que abordan la cuantificación de micronutrientes a partir de distintas soluciones extractoras, no existe un consenso sobre la elección de una u la otra (Cancela *et al.*, 2001; Behera &

Shukla, 2014). Los laboratorios eligen sobre la base de su experiencia práctica, y los resultados obtenidos muchas veces no pueden utilizarse en análisis comparativos globales. Este trabajo tuvo como objetivo evaluar como contribuyen las propiedades del suelo a explicar las diferencias en las concentraciones de micronutrientes (Fe, Mn, Cu y Zn) obtenidas por las soluciones extractoras Mehlich-3 y DTPA-TEA; para posteriormente, modelar la relación entre ambas y proponer una función que permita llevar los resultados obtenidos por uno u otro método a la misma escala de análisis.

MATERIALES Y MÉTODOS

Suelos

Se trabajó con muestras de suelos de los primeros 15 cm de 93 sitios que cubren una superficie de 14,2 millones de hectáreas de la provincia de Córdoba, Argentina limitada por los paralelos de 29º y 35º de latitud sur y los meridianos de 61° y 65° de longitud oeste. Los órdenes de suelo de los sitios muestreados correspondieron a Molisoles (72%), Entisoles (13%) Aridisoles (5%) y Alfisoles (5%). El uso del suelo se concentró en agrícola (72%) y el 28% restante se repartió entre vegetación natural (pastizales y monte) y pasturas implantadas.

Métodos y análisis

En cada muestra se determinó pH en agua 1: 2,5 (suelo: agua); carbono orgánico total (COT) usando combustión húmeda con $K_2Cr_2O_7$ 1N según el método de Walkley & Black; N total (NT) con el método Kjeldahl; capacidad de intercambio catiónico (CIC) por saturación con acetato de amonio 1N a pH 7; arena, limo y arcilla por el método de la pipeta de Robinson. Las técnicas se realizaron según Sparks (1996).

Para cada muestra de suelo se realizaron dos extracciones diferentes de Fe, Mn, Cu y Zn. Una a partir de la solución extractora Mehlich-3 (Mehlich, 1984) y la otra a partir de la solución extractora DTPA-TEA (Lindsay & Norvell, 1978). La cuantificación en los sobrenadantes se realizó por espectrofotometría de absorción atómica (PinAAcle 900, Perkin Elmer Inc.) con una lámpara multielemento para Fe, Mn, Cu y Zn de cátodo hueco.

Análisis estadístico

Se obtuvieron los coeficientes de correlación lineal de Pearson entre las concentraciones obtenidas por las dos soluciones extractoras, y mediante prueba T apareada se evaluó la significancia estadística de las diferencias de medias entre ambas. Mediante análisis multivariado de Procrustes (Balzarini *et al.*, 2015) se cuantificó el consenso en el ordenamiento de las muestras según los valores de Fe, Mn, Cu y Zn determinados por ambos extractantes.

Se calculó la diferencia porcentual entre las concentraciones obtenidas con ambas soluciones extractoras para cada elemento. Las cuatro diferencias porcentuales (una por cada elemento) se explicaron, mediante regresión por mínimos cuadrados parciales (PLS) (Balzarini *et al.*, 2015), a partir de las variables edáficas (pH, NT, COT, CE, CIC, arena, limo y arcilla). Posteriormente, para explorar cuánto contribuyó cada variable edáfica a explicar las diferencias porcentuales se realizó análisis por árboles de clasificación y regresión (BRT) (Elith *et al.*, 2018) utilizando cada diferencia relativa como variable respuesta y el conjunto de variables edáficas como predictoras.

Se modelaron las concentraciones extraídas por DTPA-TEA en función de la concentración obtenida por Mehlich-3, agregando las covariables edáficas que resultaron significativas a partir un análisis de regresión lineal múltiple. De esta manera se evaluó la magnitud y el sentido de cada covariable, y se propuso una relación entre las concentraciones de ambas extractoras.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La caracterización de las propiedades edáficas de los suelos con los que se trabajó se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1: Propiedades edáficas de los suelos evaluados. N=93

Variable		Media	Mínimo	Máximo
pH	1:2,5 (s:H_2O)	6,74	5,31	10
CE	1:2,5 (s:H_2O) dSm^{-1}	2,97	0,17	75,37
COT	g kg^{-1}	13,48	2,75	27,94
NT	%	0,13	0,05	0,36
CIC	Cmol kg^{-1}	15,93	7,2	29,4
ARENA	%	39,55	0,6	86,3
LIMO	%	41,24	4	88,1
ARCILLA	%	19,35	0,2	44,6

Las concentraciones extraídas por DTPA-TEA y Mehlich-3 presentaron correlaciones para los cuatro micronutrientes evaluados. Se observaron diferencias entre medias de las concentraciones extraídas por las dos extractoras (Tabla 2), indicando que la extracción generada por Mehlich-3 superó la obtenida por DTPA-TEA (Tabla 2). Mehlich-3 posee a un pH de 3 cuatro puntos por debajo de DTPA-TEA, que tiene un pH de 7,3, por lo cual genera un disturbio mayor en suelos con pH cercanos a la neutralidad como los evaluados en este trabajo.

Tabla 2: Correlaciones y diferencias de medias entre concentraciones extraídas por Mehilich-3 y DTPA-TEA

	Fe		Mn		Cu		Zn	
	DTPA-TEA	Mehlich-3	DTPA-TEA	Mehlich-3	DTPA-TEA	Mehlich-3	DTPA-TEA	Mehlich-3
Coeficiente de correlación	0,83		0,51		0,45		0,75	
Media	49,9	114,7	68,2	150,8	1,4	1,6	1,1	1,3
p-valor	<0,01		<0,01		0,01		0,04	
Diferencias de medias relativa	57%		55%		17%		16%	
p-valor	<0,01		<0,01		0,01		0,04	

El análisis de Procrustes registró una configuración de consenso del 85% entre los ordenamientos generados por Mehlich-3 y DTPA. Este resultado indica que de manera global la variabilidad entre los suelos es similar para las dos soluciones extractoras. Es decir, los comportamientos no se alteraron por utilizar una solución extractora u otra.

A partir del análisis PLS (Figura 1) se pudo identificar que las mayores diferencias de concentraciones entre extractoras se observaron para Fe y Mn y fueron explicadas por el pH. Similares observaciones fueron presentadas por Behera et al. (2014). Las diferencias de concentración para Cu y Zn, correlacionaron negativamente con el porcentaje de arena y positivamente con COT, NT, CIC y arcilla. Los suelos con mayor contenido de arena registraron menores diferencias. Esto se explica en parte, por los bajos niveles de los elementos estudiados que estos suelos presentaron. Obrador *et al.* (2017) reportaron que suelos con bajo contenido de COT y alto porcentaje de arena contenían bajas concentraciones de Cu y Zn.

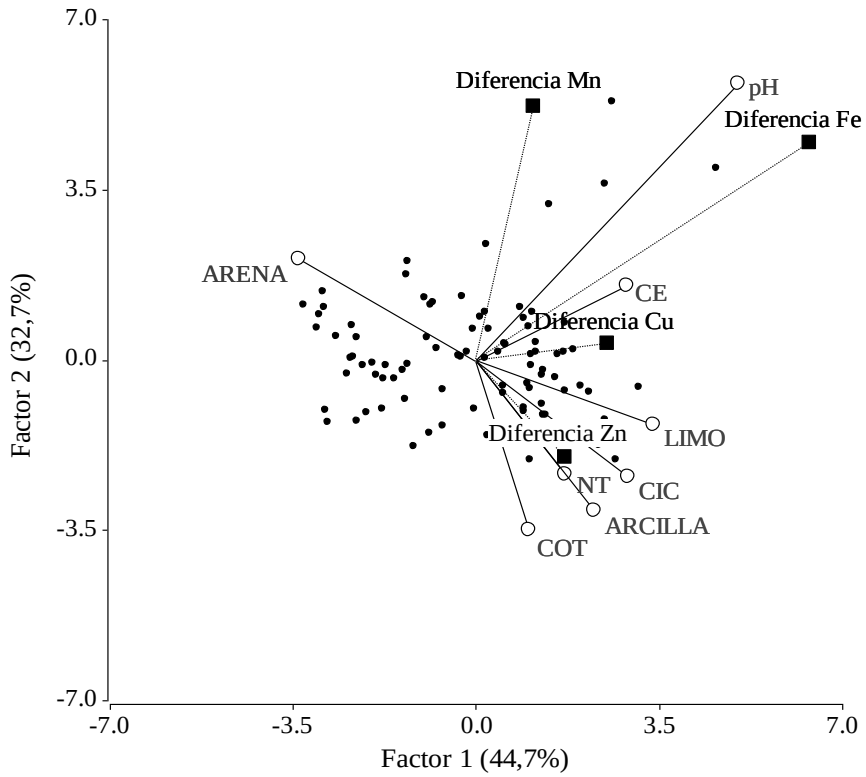


Figura 1: Triplot, análisis PLS. Se pueden observar simultáneamente las muestras (círculos negros), las variables edáficas utilizadas para caracterizarlas (círculos blancos) y las diferencias porcentuales entre soluciones extractoras para cada elemento (cuadrados negros). Variables correlacionadas positivamente se encuentran formando ángulos cerrados y variables correlacionadas negativamente se encuentran formando ángulos abiertos.

La contribución relativa de cada una de las propiedades edáficas a la diferencia porcentual entre Mehlich-3 y DTPA-TEA (Tabla 3) observadas a partir del análisis BRT confirmó los resultados del análisis PLS. Para Fe, Mn y Cu se incrementaron las diferencias entre extractoras a mayor pH de suelo. Para Mn y Fe las diferencias fueron mayores ante un mayor contenido salino (CE). Por otra parte, para Cu y Zn las diferencias fueron explicadas en mayor medida por COT y NT.

Tabla 3: Contribución relativa de cada una de las propiedades edáficas a la diferencia porcentual entre las concentraciones obtenidas entre Mehlich-3 y DTPA-TEA, para cada micronutriente.

Variable	Diferencia Fe	Diferencia Mn	Diferencia Cu	Diferencia Zn
Arcilla	4,3	5,8	6,6	4,1
Arena	11,4	5,6	8,5	16,1
CE	18,1	11,9	5	8,3
CIC	6,2	12,1	9,7	6,6
COT	13,5	5,3	24,8	23,2
LIMO	18	24,2	15,9	10,1
NT	5,6	4,2	5,7	27,8
pH	23	31	23,8	3,6

Contribución Relativa Porcentual (%)

Finalmente, se modelaron las concentraciones extraídas por DTPA-TEA en función de las extraídas por Mehlich-3, los términos y coeficientes de cada modelo se muestran en la Tabla 3. Los mejores ajustes se lograron para Fe y Mn, mientras que para Cu y Zn, los modelos tuvieron mayor error. Los términos correspondientes a las extracciones de cada elemento por Mehlich-3 mostraron para todos los modelos una pendiente positiva menor a uno. Los β para pH fueron siempre negativos correspondiéndose con lo observado en los análisis anteriores en donde las diferencias entre las

extractoras fueron mayores a medida que el pH de suelo aumentó. La variable Arena se adicionó a los modelos de Fe, Mn y Cu; para Mn y Cu su contribución resultó negativa mientras que para Fe esta fue positiva.

Tabla 4: Modelos propuestos para predecir valores obtenidos por extracciones a partir de DTPA-TEA en función de las concentraciones obtenidas por Mehlich-3, pH del suelo y contenido de Arena.

Termino del modelo	Fe		Mn		Cu		Zn	
	β	E.E.	β	E.E	β	E.E	β	E.E
constante	288,25	82,15	289,12	30,25	3,32	0,33	2,15	0,36
Mehlich-3	0,38	0,03	0,15	0,06	0,07	0,04	0,37	0,03
ARENA	0,31	0,07	-1,18	0,17	-0,02	0,00	-	-
pH	-72,48	22,41	-29,19	4,28	-0,21	0,04	-0,23	0,05
pH^2	4,23	1,55	-	-	-	-	-	-
ECMP*	283,14		873,52		0,1		0,12	
R^2	0,81		0,73		0,67		0,66	

Los términos del modelo presentados resultaron significativos (p-valor <0,05). * Error Cuadrático Medio de Predicción

CONCLUSIONES

Las concentraciones obtenidas por ambos métodos se correlacionaron y mostraron un ordenamiento equivalente de los suelos estudiados. Las propiedades involucradas en las diferencias existentes entre métodos fueron propiedades que regulan la concentración de estos elementos en el suelo. En suelos con mayor pH se incrementaron las diferencias entre ambos métodos. Las concentraciones de Fe, Mn, Cu y Zn obtenidas por Mehlich-3 fueron mayores a las obtenidas por DTPA-TEA. Finalmente, se obtuvieron modelos de regresión para cada elemento que permitiera estimar las concentraciones para una solución extractora en base a la otra y las propiedades del suelo contenido de arena y pH. Los mejores ajustes se lograron para para Fe y Mn mientras que para Cu y Zn el error fue mayor. Los modelos propuestos podrán ser utilizados en situaciones en las que sea necesario comparar valores obtenidos por los diferentes métodos de extracción.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la Agencia de Promoción de Ciencia y Tecnología (ANPCyT-PICT 2014-1071), al Ministerio de Ciencia y Tecnología de la provincia de Córdoba (MinCyT-PIODO 2015), al Consejo Nacional de Investigación Científica y Técnicas (CONICET-PIP 2015) y al laboratorio de suelos de INTA Manfredi por su apoyo a esta investigación.

BIBLIOGRAFÍA

- Balzarini, M, C Bruno; M Córdoba & I Teich. 2015. Herramientas en el análisis estadístico multivariado. Córdoba, Argentina.
- Behera, SK & AK Shukla. 2014. Total and extractable manganese and iron in some cultivated acid soils of India: Status, distribution and relationship with some soil properties. Pedosphere 24(2): 196-208.
- Cancela, RC; A Roca Freire; C Aparecida de Abreu & A Paz González. 2001. Eficacia de cuatro extractantes en la evaluación de la disponibilidad de cobre para maíz y soja. Bragantia 60(3).
- Elith, J; JR Leathwick & T Hastie. 2008. A working guide to boosted regression trees. J. Anim. Ecol. 77(4): 802-813.
- Giddens J. 1964. Micronutrients—the new dimension in agriculture. Fert. Solutions Magazine 7: 18–21.
- Gupta, UC; WU Kening & S Liang. 2008. Micronutrients in soils, crops, and livestock. Earth Sci. Front. 15(5): 110-125.
- Hang, S; GJ Negro; AM Becerra & AE Rampoldi. 2015. Suelos de Córdoba: Variabilidad de las propiedades del horizonte superficial. Maita Jorge Omar Editorial, Córdoba, Argentina.
- Hodgson, JF. 1963. Chemistry of the micronutrient elements in soils. In Advances in Agronomy Vol. 15, pp. 119-159. Academic Press.
- Holmgren, GGS; MW Meyer; RL Chaney & RB Daniels. 1993. Cadmium, lead, zinc, copper, and nickel in agricultural soils of the United States of America. J. Environ. Qual. 22(2): 335-348.

- Johnson, SE; JG Lauren; RM Welch & JM Duxbury. 2005. A comparison of the effects of micronutrient seed priming and soil fertilization on the mineral nutrition of chickpea (*Cicer arietinum*), lentil (*Lens culinaris*), rice (*Oryza sativa*) and wheat (*Triticum aestivum*) in Nepal. Experimental Agriculture 41(4): 427-448.
- Lindsay, WL & WA Norvell. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper1. Soil Sci. Soc. Am. J. 42(3): 421-428.
- Mehlich, A. 1984. Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 15(12): 1409-1416.
- Melgar, RJ; J Lavandera; MT Duggan & L Ventimiglia. 2001. Respuesta a la fertilización con boro y zinc en sistemas intensivos de producción de maíz. Ciencia del Suelo 19(2): 109-114.
- Modaihsh, AS. 1997. Foliar application of chelated and non-chelated metals for supplying micronutrients to wheat grown on calcareous soil. Experimental Agriculture 33(2): 237-245.
- Obrador, A; JM Alvarez; LM Lopez-Valdivia; D Gonzalez; J Novillo & MI Rico. 2007. Relationships of soil properties with Mn and Zn distribution in acidic soils and their uptake by a barley crop. Geoderma 137(3-4): 432-443.
- Sparks, DL; PA Helmke & AL Page. 1996. Methods of soil analysis: Chemical methods (No. 631.417/S736 V. 3). SSSA.
- Takkar, PN. 1993. Requirement and response of crop cultivars to micronutrients in India—a review. In: Randall P J, Delhaize E, Richards R A, et al. (eds.), Genetic Aspects of Plant Mineral Nutrition. Netherlands: Kluwer Academic Publishers. Pp: 341-348.
- Wang, JJ; DL Harrell; RE Henderson & PF Bell. 2004. Comparison of soil-test extractants for phosphorus, potassium, calcium, magnesium, sodium, zinc, copper, manganese, and iron in Louisiana soils. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 35(1-2): 145-160.

C3P39. ÍNDICES ESPECTRALES PARA MONITOREAR EL ESTRÉS DE N EN PAPA PARA INDUSTRIA

Giletto, Claudia; Ortega, Vanina; Mateos Inchauspe, Facundo; Silva, Sandra; Cambareri, Matías y Echeverría, Hernán

Unidad Integrada INTA-FCA Balcarce. UNMdP. Ruta 226 km 73,5. CC 276 (B7620EMA) Balcarce, Buenos Aires. Argentina. giletto.claudia@inta.gob.ar

RESUMEN

Los sensores multiespectrales han sido estudiados en muchos cultivos, pero se conoce poco de su utilidad como método de monitoreo del nivel de nitrógeno (N) en papa para industria. El objetivo de este trabajo fue evaluar diferentes índices espectrales e identificar si permiten predecir el rendimiento del cultivo de papa. Se realizaron cuatro ensayos en el Sudeste Bonaerense y los tratamientos fueron 0, 50, 75, 100, 150 y 200 kg N ha^{-1}. Se determinó la reflectancia del canopeo (400-900 nm) con el espectroradiómetro JAZ Ocean Optics a los 80 días después de la plantación y se calcularon los índices espectrales de estructura, índice de vegetación diferencial normalizado verde ($NDVI_V$) y rojo ($NDVI_R$); de clorofila (IC_1 e IC_2) y de borde-rojo (IBR_1 e IBR_2). Se determinó el rendimiento a la cosecha. El rendimiento varió de 43,9-68,5 Mg ha^{-1} y dependió del sitio. Al relacionar el rendimiento relativo (RR) con el N disponible (Nd) se estableció que el umbral crítico de N en el suelo necesario para alcanzar el 95% del RR fue de 220 kg N ha^{-1} (Si Nd < 220 kg ha^{-1}, RR= 44,64 + 0,65Nd; Si Nd > 220 kg ha^{-1}, RR = 95%; R^2=0,44; p=0,002). Los modelos cuadráticos obtenidos al relacionar el RR y los índices espectrales explicaron el 26-46% de la variación del RR. Los umbrales de suficiencia de N variaron de 0,86 a 0,98. Se concluye que el $NDVI_V$ y los índices de clorofila (IC_1 e IC_2) calculados con las reflectancias en el rango del verde (ρ_{550} y ρ_{590} nm) y el índice de borde-rojo (ρ_{700} y ρ_{750} nm) fueron los más sensibles a la variación del rendimiento debido a la disponibilidad de N.

Palabras claves: índices espectrales, rendimiento, dosis de nitrógeno.

INTRODUCCIÓN

El nitrógeno (N) es el nutriente que más limita el crecimiento del cultivo de papa (*Solanum tuberosum* L.) y requiere un adecuado manejo de la fertilización nitrogenada para asegurar rendimiento y calidad de los tubérculos. El exceso de N puede retrasar la maduración del cultivo y la calidad de los tubérculos (Goffart *et al*., 2008); mientras que, la deficiencia de N puede reducir el tamaño y el rendimiento de los tubérculos (Bélanger *et al*., 2000). La papa se caracteriza por tener un sistema radicular superficial y ser sensible al déficit de nutrientes (Zebarth *et al*., 2012). Elevadas dosis de N provocan baja eficiencia de uso del N proveniente del fertilizante (menor a 50%) (Cambouris *et al*., 2008), favoreciendo la pérdida de N principalmente por lavado de nitrato y la contaminación de las aguas subterráneas (Errebhi *et al*., 1998). Por lo tanto, el manejo adecuado de la fertilización nitrogenada es importante desde el punto de vista económico y medioambiental (Zebarth *et al*., 2012). Para ello, es necesario realizar el monitoreo del estrés de N durante el ciclo, siendo los sensores multiespectrales una tecnología a escala de canopeo que permite obtener información precisa en tiempo real de la dinámica espacio-temporal del nivel de N de los cultivos (Morier *et al*., 2015).

Los índices espectrales han sido categorizados en tres grupos: estructurales, de clorofila y de borde-rojo. Los índices de estructura, como el índice de vegetación diferencial normalizado (NDVI), cuantifican el desarrollo del canopeo. Los que miden la reflectancia en longitudes de onda del verde ($NDVI_V$) son más eficientes para detectar deficiencias de N que los índices que utilizan la reflectancia en el rojo ($NDVI_R$) (Clay *et al*., 2006; Spripada *et al*., 2008; Giletto *et al*., 2016). Los índices de clorofila (IC) están asociados a la intensidad del color verde del follaje. Los índices de borde-rojo (I_{BR}) identifican en forma conjunta las características de la vegetación y del contenido de clorofila (Darrin *et al*., 2009; Morier *et al*., 2015). Se desconocen antecedentes que demuestren cuales son las longitudes de onda del espectro de reflectancia que identifican de manera más eficiente el nivel de N en papa para industria. Por lo que, el objetivo de este trabajo fue evaluar diferentes índices espectrales, determinados en la etapa de llenado de tubérculos, e identificar si permiten predecir el rendimiento en la variedad de papa para industria Innovator.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron cuatro ensayos de fertilización nitrogenada durante la campaña agrícola 20016/17 en lotes de producción de papa (variedad Innovator), ubicados en Mar del Plata (38º 00´ 00” S 57º 33´ 00” O) y Balcarce (37º 52´

00" S 58º 15´ 00" O), provincia de Buenos Aires. El suelo en todos los casos fue Argiudol Típico (USDA, 1999). La Tabla 1 muestra algunas características de los suelos y datos del manejo durante el ciclo del cultivo. Previo a la plantación se realizaron determinaciones en el suelo de $N\text{-}NO_3^-$ (Nini); N incubado en anaerobiosis (Nan); P-Bray 1; materia orgánica (MO) y pH.

Tabla 1: Características del suelo a la plantación y manejo de cada sitio experimental.

	Nini[1] (0-60 cm)	Nan[2] (0-20 cm)	P-Bray[3] (0-20 cm)	MO[4]	pH	Fecha plantación	Fecha cosecha
	kg ha^{-1}	mg kg^{-1}		mg kg^{-1}			
Sitio 1	41,5	95,7	28,6	6,2	5,4	12/10/2016	09/02/2017
Sitio 2	46,7	50,2	33,6	4,3	6,2	08/11/2016	08/03/2017
Sitio 3	46,0	74,2	37,5	5,6	5,8	28/10/2016	25/02/2017
Sitio 4	29,4	74,7	41,2	6,1	8,0	18/10/2016	15/02/2017

[1]Keeney y Nelson (1982); [2]Echeverría *et. al*., 2000; [3] Bray y Kurtz (1945); [4] Walkley y Black (1934).

En todos los sitios se utilizó un diseño en bloques completos y aleatorizados con tres repeticiones. Los tratamientos de fertilización nitrogenada fueron 0, 50, 75, 100, 150 y 200 kg N ha^{-1}. La fuente de N fue urea granulada [$(NNH_2)_2CO$] aplicada al voleo e incorporada con 10 mm de agua de riego. Cada unidad experimental tenía 6 surcos a 0,85 m de ancho y 5 m de largo. La plantación se realizó con una sembradora de dos surcos con 0,85 m ancho entre surcos y una densidad media de 5 cortes por metro de surco. Para asegurar en los lotes que el P no limitara el crecimiento del cultivo, se adicionaron 50 kg P ha^{-1} utilizando superfosfato triple de calcio (0-20-0) a la plantación junto a la semilla. Se regó a partir del momento crítico (45-50 días después de plantación, ddp) hasta la madurez para asegurar el suministro hídrico adecuado al cultivo. El control de enfermedades e insectos se realizó mediante aplicaciones de productos específicos y el control de malezas se llevó a cabo mediante métodos químicos y mecánicos (Caldiz, 2006).

Tabla 2: Índices espectrales de vegetación determinados a partir de la reflectancia del canopeo utilizando el espectroradiómetro JAZ Ocean Optics.

Índices espectrales de vegetación	**Ecuación**
Estructura	
Índice de vegetación diferencial normalizado rojo ($NDVI_R$)	$(\rho_{770}-\rho_{650})/(\rho_{770}+\rho_{650})$ †
Índice de vegetación diferencial normalizado verde ($NDVI_V$)	$(\rho_{880}-\rho_{590})/(\rho_{880}+\rho_{590})$
Clorofila	
Índice de clorofila (IC_1)	$(\rho_{880}/\rho_{590})-1$
Índice de clorofila "*a*" (IC_2)	(ρ_{750}/ρ_{550})
Borde-rojo	
Índice de borde-rojo (IBR_1)	$(\rho_{800}/\rho_{740})-1$
Índice de borde-rojo (IBR_2)	(ρ_{750}/ρ_{700})

†ρ: Valor de reflectancia a la longitud de onda (nm) que indica el subíndice.

Se midió la reflectancia del canopeo entre los 400 y 900 nm con el espectroradiómetro JAZ Ocean Optics a los 80 ddp y se determinaron los índices espectrales de vegetación presentados en la Tabla 2. Para cada índice se estableció el valor relativo como la relación entre el valor de cada tratamiento y el mayor valor promedio de cada sitio. En madurez fisiológica (cosecha) se tomaron muestras de tubérculos en un área de 2 m^2 en cada unidad experimental y se estimó el rendimiento. Schroder *et al*. (2000) para cuantificar la respuesta en rendimiento a la fertilización con N y utilizando resultados de diferentes experimentos recomiendan transforman los rendimientos absolutos en RR. Se calculó el rendimiento relativo (RR) como la relación entre el rendimiento de cada tratamiento y el mayor rendimiento promedio de cada sitio. El efecto de la dosis de N sobre el rendimiento fue analizado mediante análisis de varianza utilizando el programa Statistical Analysis Systems (SAS Institute, 2002). Las medias de cada tratamiento fueron comparadas mediante la prueba de diferencias mínimas significativas (DMS) ($p<0,05$) cuando el ANOVA fue significativo. Se relacionó el RR con el N disponible (Nd) y se ajustó el modelo lineal-meseta utilizando el PROG NLIN. El Nd se determinó como la suma del Nini (Tabla 1), N mineralizado y dosis de N. El N mineralizado, según el Nan, varió de 125 a 152 kg ha^{-1} (Echeverría *et al*., 2000). Se relacionó el RR con los índices espectrales y se ajustaron modelos cuadráticos de regresión entre las variables utilizando el PROC REG.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El rendimiento total de tubérculos frescos varió de 43,9 a 68,5 Mg ha^{-1} (Tabla 3), siendo en la mayoría de los casos superiores al rendimiento promedio para la variedad Innovator (40 Mg ha^{-1}) en lotes de producción del Sudeste Bonaerense (Caldiz, 2006). El rendimiento varió ($p<0,05$) por efecto de la dosis de N, sólo en el Sitio 4 (Tabla 3). En todos los sitios, la dosis más elevada de N redujo el rendimiento. Al relacionar el RR con el Nd se estableció que el umbral crítico de N en el suelo necesario para alcanzar el 95% del RR fue de 220 kg N ha^{-1} (Figura 1). Valores de Nd por encima de los 350 kg N ha^{-1} redujeron al RR por debajo del 95%, elevadas dosis de N probablemente retrasaron el inicio de tuberización y acortaron la etapa de llenado de tubérculos.

Tabla 3: Rendimiento de tubérculos frescos a cosecha para las distintas dosis de nitrógeno (N) en los 4 sitios. Letras distintas indican diferencias significativas según test de DMS ($p\leq0,05$).

	Rendimiento (Mg ha^{-1})			
	S1	S2	S3	S4
0	56,7	43,9	59,7	53,9 c
50	62,4	53,9	68,4	59,0 ab
75	64,4	49,8	68,2	61,6 a
100	64,7	53,7	64,4	59,8 ab
150	63,2	50,0	68,5	58,8 bc
200	56,6	45,8	64,9	54,3 c
p-valor	0,319[1]	0,356	0,242	0,024
CV	9,0	12,67	7,1	4,3
R^2	0,46	0,40	0,47	0,74

[1]significativo $p\leq0,05$

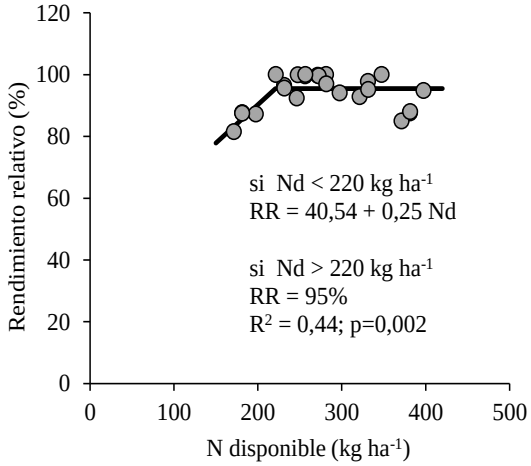


Figura 1: Rendimiento relativo (RR) en función del N disponible (Nd).

El espectro de reflectancia de los tratamientos en la etapa de llenado de tubérculos (80 ddp) para cada sitio se muestra en la Figura 2. Los mayores valores fueron determinados en las regiones del verde (≅ 550 nm) y del infrarrojo (750-900 nm) y los menores valores en la región de absorción de la clorofila (≅ 680 nm). Resultados similares fueron determinados por Jain *et al*. (2007) y Morier *et al*. (2015). Jain *et al*. (2007), demostraron que los tratamientos fertilizados con N reflejan más la luz en la región infrarroja y menos en la región visible que los tratamientos con estrés de N. Esto es debido a que, los tratamientos fertilizados dispersan más la luz por la mayor cobertura vegetal. Mientras que, los pigmentos de clorofila absorben la luz visible y reducen la reflectancia en las regiones rojo y azul del espectro (Jensen, 2007). Sin embargo, en las firmas espectrales no se determinó un claro ordenamiento de los tratamientos en función de la dosis de N entre los sitios. Las dosis intermedia de N (50, 75 y 100 kg N ha^{-1}) tuvieron la mayor reflectancia en la región infrarroja del espectro. Al relacionar el rendimiento (rto) con la reflectancia en el infrarrojo (ρ_{750}) se determinó estrecha relación lineal ($rto= 25,07 + 0,63\rho_{750}$; $R^2=0,43$; $r=0,65$; $p<0,0001$). Mientras que, contrario a lo esperado, el testigo no tuvo la mayor reflectancia en la región visible.

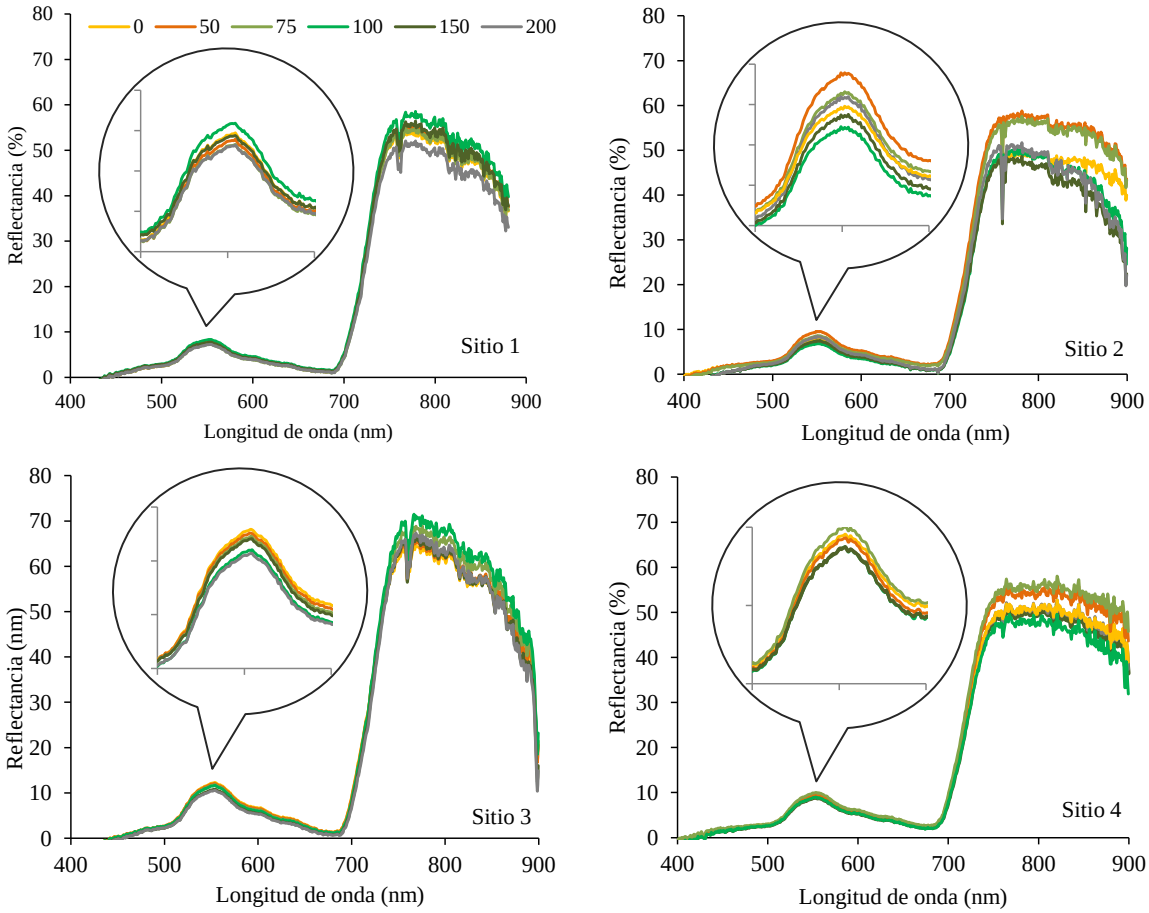


Figura 2: Reflectancia (%) en función de la longitud de onda (nm) para cada tratamiento y sitio.

Los índices espectrales de estructura, $NDVI_Rr$ y $NDVI_Vr$, variaron de 0,95-1,00 y de 0,92-1,00; respectivamente (datos no presentados). Al relacionar éstos con el RR se determinó asociación significativa sólo para el $NDVI_Vr$ y el modelo explicó el 46% de la variación del RR (Tabla 4), demostrando que este índice fue más sensible al estrés de N. Resultados similares fueron determinados por Giletto *et al*. (2016). Los índices de clorofila, IC_1r e IC_2r, variaron de 0,70-1,00 y 0,83-1,00; respectivamente. Los modelos cuadráticos fueron significativos y explicaron el 40-41% de la variación del RR. Mientras que los índices de borde-rojo, IBR_1r e IBR_2r, variaron de 0,69-1,00 y de 0,61-1,00; respectivamente. Al relacionar el RR con estos índices, los modelos fueron significativos pero el coeficiente de regresión (R^2) fue mayor para el IBR_2r; demostrando que, el sector del espectro (700-750 nm) donde se produce el mayor cambio en la reflectancia predijo mejor el nivel de N en el cultivo. Los umbrales de suficiencia de N variaron de 0,86 a 0,98, siendo mayores para los índices de estructura y menores para los índices de borde-rojo.

Tabla 4: Coeficientes de la función cuadrática de la relación entre el rendimiento relativo y el índice de vegetación diferencial normalizado relativo rojo ($NDVI_Rr$) y verde ($NDVI_Vr$); índice de clorofila relativo (IC_1r e IC_2r) e índices de borde-rojo relativo (IBR_1r e IBR_2r). c = coeficiente cuadrático; b = coeficiente lineal; a = ordenada al origen; R^2 = coeficiente de determinación. Umbral (95% RR) = valores relativos de los índices necesarios para alcanzar el 95% del rendimiento relativo.

	p-valor	c	b	a	R^2	Umbral (95% RR)
$NDVI_Rr$	0,212[1]	-7992,7	15765,9	-7679,3	0,14	-
$NDVI_Vr$	0,001	-1346,7	2778,3	-1334,3	0,46	0,98
IC_1r	0,004	-121,4	254,0	-35,5	0,40	0,91
IC_2r	0,004	-539,6	1062,3	-426,5	0,41	0,94
IBR_1r	0,038	-147,6	286,6	-43,4	0,27	0,90
IBR_2r	0,003	-137,8	259,5	-26,1	0,42	0,86

[1]significativo p≤0,05

CONCLUSIONES

Los resultados de esta experiencia son prometedores respecto a la posibilidad de caracterizar en papa el estatus nitrogenado utilizando sensores espectrales a los 80 ddp, debido a que el $NDVI_V$ y los índices de clorofila (IC_1 e IC_2) calculados con las reflectancias en el rango del verde (ρ_{550} y ρ_{590} nm) y el índice de borde-rojo (ρ_{700} y ρ_{750} nm) fueron los más sensibles a la variación del rendimiento debido a la disponibilidad de N.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el proyecto de investigación Diagnóstico foliar de nutrientes en papa para industria aprobado por la UNMdP (Código: Min.: 15/A529 Univ.: AGR527/17).

BIBLIOGRAFÍA

- Bélanger G; JR Walsh; JE Richards; PH Milburn & N Ziadi. 2000. Yield response of two potato culivars to supplemental irrigation and N fertilization in New Brunswick. AJPR. 77:11–21.
- Bray, RH & L Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. Soil S. 59:39-45.
- Cambouris, AN; BJ Zebarth; MC Nolin & MR Laverdière. 2008. Apparent fertilizer nitrogen recovery and residual soil nitrate under continuous potato cropping: Effect of N fertilization rate and timing. CJSS. 88:813–825.
- Caldiz DO. 2006. Producción, cosecha y almacenamiento de papa en la Argentina. Buenos Aires, Argentina. 226 p.
- Clay DE; KI Kim; J Chang; SA Clay & K Dalsted. 2006. Characterizing water and nitrogen stress in corn using remote sensing. AJ. 98: 579-587.
- Darrin FR; VI Adamchuk; JF Shanahan; RB Ferguson & JS Schepers. 2009. Optimization of crop canopy sensor placement for measuring nitrogen status in corn. AJ. 101: 140–149.
- Echeverría HE; N San Martin & R Bergonzi. 2000. Métodos rápidos de estimación del nitrógeno potencialmente mineralizable en suelos. CS. 18: 9-16.
- Errebhi M; CJ Rosen; SC Gupta & DE Birong. 1998. Potato yield response and nitrate leaching as influenced by nitrogen management. AJ. 90:10-15.
- Giletto CM; JE Rattin; HE Echeverría & DO Caldiz. 2011. Requerimiento de nitrógeno para alcanzar máximo rendimiento y calidad en variedades industriales de papa. Rev. Fac. CA Cuyo. 43(1):85-95.
- Giletto CM, SE Silva; MN Cassino; EC Zamuner & HE Echeverría. 2016. Caracterización del estrés de nitrógeno en papa para industria usando el NDVI. CS. 34(2):121-129
- Goffart JP; M Oliver & M Frankinet. 2008. Potato crop nitrogen status assessment to improve N fertilization management and efficiency: past–present–future. Potato R. 51:355–383.
- Jain N; S Ray; JP Singh; & S Panigrahy. 2007. Use of hyperspectral data to assess the effects of different nitrogen applications on a potato crop. Precis. Agric. 8:225–239.
- Jensen JR. 2007. Remote sensing of the environment: An earth resource perspective. Second ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.
- Keeney DR & DW Nelson. 1982. Nitrogen inorganic forms. In: Page, AL; Miller RH & Keeney DR (eds.). Methods of soil analysis. 2nd ed. ASA, Madison, WI. pp. 643-698.
- Morier T; AN Cambouris & K Chokmani. 2015. In-season nitrogen status assessment and yield estimation using hyperspectral vegetation indices in a potato crop. Agron. J. 107(4):1295-1309.
- Murphy J & JP Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Plant and Soil. 34:467-481.
- Schroder JJ; JJ Neeteson; O Oenema; PC Struik. 2000. Does the crop or soil indicate how to save nitrogen in maize production? Reviewing the state of art. Field Crops Res. 66:151-164.
- Sripada RP; JP Schmidt; AE Dellinger & DB Beegle. 2008. Evaluating multiple indices from a canopy reflectance sensor to estimate corn n requirements. AJ. 100:1553–1561.
- Walkley A & A Black. 1934. An examination of the degtjarett method of determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil S. 37:29-38

- Zebarth BJ; G Belanger; AN Cambouris & N Ziadi. 2012. Nitrogen fertilization strategies in relation to potato tuber yield, quality and crop N recovery. In: Zhonggi H; R Larkin & W Honeycutt (eds.). Sustainable potato production: global case studies. Springer USA. pp. 165-186.

C3P40. EVALUACIÓN DEL NDVI PARA DELINEAR ZONAS DE MANEJO DE NITRÓGENO PARA EL CULTIVO DE MAÍZ

Girón, Paula [1, 2] y Pagani, Agustín[1, 3]
[1]Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires (FAUBA)
[2]EEA INTA Villegas
[3]Clarion, 9 de Julio, Buenos Aires
giron.paula@inta.gob.ar

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue evaluar el uso del i) índice de vegetación diferencial normalizado de todos los cultivos anteriores integrantes de la rotación previa (NDVIt) y ii) el de los cultivos de maíz únicamente (NDVIm) como criterios de delimitación de zonas de manejo (ZM) para explicar la variabilidad espacial de rendimiento en maíz, la respuesta a nitrógeno (N) y la dosis óptima económica (DOEN). En la campaña 2016-17 se condujeron seis ensayos de maíz en franjas con dosis de N (0, 30, 60, 120, 240 kg N ha^{-1}) en lotes de producción del noroeste bonaerense, tres se realizaron en siembra temprana y tres en tardía. De cada lote se obtuvieron imágenes satelitales de períodos críticos de nueve años de cultivos anteriores (NDVIt) y de los años que solo hubo maíz (NDVIm). Los ensayos se cosecharon con monitores de rendimiento, las franjas con los tratamientos de N fueron divididas en transectas de 20 m de longitud y se promediaron los puntos de rendimiento de cada transecta para cada bloque y dosis de N. Estas transectas fueron agrupadas en categorías de 0.01 y 0.02 unidades para el NDVIt y NDVIm, respectivamente. Los resultados mostraron que el uso de NDVIt no se mostró como un criterio lo suficientemente sensible para delinear ZM con respuesta diferencial a la fertilización nitrogenada en el cultivo de maíz. Si bien el empleo de mapas de NDVIm pareció ser más sensible que el mapa NDVIt, es necesario integrar otras capas de información para poder establecer estrategias más sólidas de fertilización nitrogenada con dosis variable con el objetivo de aumentar la eficiencia en el uso de este insumo.

Palabras claves: NDVI, DOEN, rendimiento

INTRODUCCIÓN

El concepto general de que los lotes de producción agrícola no son espacialmente uniformes es ampliamente conocido. Existe abundante bibliografía nacional e internacional que muestra variabilidad espacial a nivel intra-lote en cuanto a tipo de suelo y propiedades edáficas (Kravchenko & Bullock, 2000), disponibilidad de nutrientes (Cambardella *et al.*, 1994); rendimiento de cultivos (Urricarriet *et al.*, 2011), contenido de proteína en grano (Bongiovanni *et al.*, 2007), exportación de nutrientes con las cosechas (Mallarino *et al.*, 2011) y respuesta por parte de varios cultivos a la aplicación de fertilizantes y enmiendas (Scharf *et al.*, 2005).

La agricultura de precisión es la aplicación de tecnologías y principios para gestionar la variabilidad espacial y temporal asociada a todos los aspectos de la producción agrícola con el fin de incrementar la eficiencia en el uso de los insumos, preservando la calidad ambiental (Pierce & Nowak, 1999). Uno de los enfoques propuestos que utilizan a la agricultura de precisión como herramienta para el manejo sitio-específico es el que se basa en la delimitación de zonas de manejo (ZM). Se define a una ZM como una subregión dentro de un lote que expresa una combinación homogénea de los factores limitantes de rendimiento para los cuales es apropiada una dosis única de un insumo específico (Doerge, 1999). Existen diferentes criterios para la delineación de ZM como el muestreo de suelo en grilla (Atherton *et al.*, 1999), el uso de mapas de rendimiento de cultivos anteriores (Ferguson *et al.*, 2003), topografía (Franzen *et al.*, 2000), conductividad eléctrica aparente (Lund *et al.*, 1999), tipo de suelo (Pautasso *et al.*, 2010) e imágenes espectrales asociadas a la productividad vegetal (Basso, 2012), entre otros.

En Argentina el empleo del índice de vegetación diferencial normalizado (NDVI, Rouse *et al.*, 1973) obtenido mediante el procesamiento de imágenes espectrales de origen satelital ha ganado popularidad en los últimos años como criterio simple y económico para delinear ZM. Sin embargo no son abundantes los estudios que han evaluado esta metodología, especialmente para el manejo variable de la fertilización nitrogenada en el cultivo de maíz. Además existen dudas acerca de la conveniencia de incluir las imágenes de todos los cultivos previos posibles o solo las que corresponden a cultivos de maíz para delinear zonas con respuesta contrastante a la aplicación de N.

Los objetivos de este trabajo fueron evaluar el uso del i) NDVI de todos los cultivos anteriores integrantes de la rotación (NDVIt) y ii) el de los cultivos de maíz únicamente (NDVIm) como criterios de delimitación de ZM para explicar la variabilidad espacial de rendimiento en maíz, la respuesta a N y la DOEN.

MATERIALES Y MÉTODOS

Seis ensayos en franja con dosis de N fueron conducidos en la campaña 2016-2017 en lotes de producción del noroeste bonaerense con características de variabilidad edafo-topográficas típicas de la zona. Tres ensayos se realizaron con maíz de fecha de siembra temprana (octubre) y los otros tres con fecha de siembra tardía (diciembre).

De cada lote se obtuvieron imágenes satelitales de los últimos nueve años con los satélites Landsat 5 y Landsat 8 (Land Viewer, 2017). Las fechas de las imágenes se establecieron considerando las etapas críticas de determinación de rendimiento de los cultivos de grano (Andrade *et al.*, 1995), momento en el que se puede evidenciar con mayor precisión el potencial grado de variabilidad espacial de un lote de producción. En la Tabla 1 se muestra para cada sitio experimental la secuencia de cultivos que integraron la rotación durante las nueve campañas previas a la realización de los ensayos.

Tabla 1. Secuencia de cultivos de las últimas nueve campañas para cada sitio experimental, los cultivos antecesores fueron: Mz: maíz, Sj: soja, Cb: cebada, PP: pastura, Gs: girasol, Vc: vicia y CC: cultivo de cobertura de gramínea.

Maíces tempranos						
Campaña	**Sitio**	**Cultivo**	**Sitio**	**Cultivo**	**Sitio**	**Cultivo**
2006-2007		Sj		Sj		Mz
2007-2008		Sj		Tr/Sj		Sj
2008-2009		Sj		Mz		Mz
2009-2010		Sj		Sj		Sj
2010-2011	**1**	Mz	**2**	Tr/Sj	**3**	Mz
2011-2012		Sj		Mz		Sj
2012-2013		Cb/Sj		Sj		Mz
2013-2014		Sj		Mz		Sj
2014-2015		Sj		Sj		Mz
2015-2016		Tr/Sj		Tr/Sj		Sj

Maíces tardíos						
Campaña	**Sitio**	**Cultivo**	**Sitio**	**Cultivo**	**Sitio**	**Cultivo**
2006-2007		PP		Sj		Sj
2007-2008		PP		Mz		Tr/Sj
2008-2009		PP		Mz		Mz
2009-2010		PP		Mz		Sj
2010-2011	**4**	Gs	**5**	Sj	**6**	Tr/Sj
2011-2012		Sj		Mz		Mz
2012-2013		Sj		Sj		Sj
2013-2014		Mz		Tr/Sj		Mz
2014-2015		Vc/Sj		Sj		Sj
2015-2016		CC/Sj		Sj		Tr/Sj

A cada imagen se le calculó el NVDI [(IRC-R)) / (IRC+R), dónde: IRC es la reflectividad en el infrarrojo cercano (longitud de onda de 760-900 nm) y R es la reflectividad en el rojo (longitud de onda de 630-690 nm)] y luego se promediaron todas las imágenes (NDVIt) y sólo las pertenecientes a cultivos de maíz anteriores (NDVIm) a fin de obtener un indicador de la productividad y variabilidad espacial de los sitios experimentales.

Los ensayos en franja contaron con cinco dosis de N (0, 30, 60, 120, 240 kg N ha^{-1}) en los maíces de fecha de siembra temprana y 4 dosis (0, 30, 60, 120 kg N ha^{-1}) en los maíces de fecha de siembra tardía, excepto el Sitio 6 que tuvo las mismas 5 dosis que los maíces de fecha de siembra temprana. El diseño experimental fue en bloques completos aleatorizados con 3 repeticiones en los Sitios 1, 2, 3, 5 y 6, y cuatro repeticiones en el Sitio 4. En cada ensayo se orientaron las franjas de manera tal que cada bloque quedara lo más uniformemente representado por los patrones de variabilidad edáfica y topográfica del terreno. El ancho de la franja fue igual al ancho de trabajo de la fertilizadora (10 m en el Sitio 1, 4 y 5, 18 m en el Sitio 2 y 6, y 28 m en el Sitio 3) y el largo de la franja fue igual al largo del lote (800, 1140, 780, 160, 320 y 480 m para los Sitios 1, 2, 3, 4, 5 y 6, respectivamente). En todos los casos la fuente de N fue urea (46-0-0) aplicada al voleo en el estadío de V4 (Ritchie & Hanway, 1982). Todos los sitios tuvieron N aportado como fosfato monoamónico (11-52-0) al momento de la siembra, 60, 87, 100, 60, 75 y 50 kg de fertilizante ha^{-1} en los Sitios 1, 2, 3, 4, 5 y 6, respectivamente. Las demás prácticas de manejo fueron las normalmente utilizadas por cada productor.

Se cosecharon los surcos centrales de cada franja (11 a 30 dependiendo del sitio) con cosechadoras equipadas con monitor de rendimiento y DGPS excluyendo los bordes, utilizando una metodología similar a la reportada en trabajos previos (Scharf *et al.*, 2005; Pagani & Mallarino, 2012, 2015). Los mapas de rendimiento generados fueron procesados mediante el programa ArcGIS 10.2.2 (ESRI, 2015) para corregir y eliminar los valores de rendimiento defectuosos. La información de rendimiento generada fue analizada con el mismo software a una escala espacial considerablemente menor a las de las franjas completas con el objetivo de estudiar la variabilidad espacial de la respuesta a N dentro de cada sitio. Por esta razón, las franjas con los tratamientos de N fueron divididas en transectas de 20 m de longitud (Lark, 1997) y se promediaron los puntos de rendimiento de cada transecta para cada bloque y dosis de N. Estas transectas fueron agrupadas en categorías de 0,01 y 0,02 unidades para el NDVIt y NDVIm, respectivamente (Tabla 1). Dichas categorías serán llamadas ZM a partir de ahora. Se promediaron los rendimientos de cada transecta para cada tratamiento y ZM

delineada y se ajustaron curvas de respuesta en función de la dosis de N. El modelo seleccionado en cada caso fue el de mayor R^2 y menor cuadrado medio de error. Utilizando el método de la derivada primera y la relación de precios histórica N:grano de maíz de 10:1, se determinó para cada curva la DOEN de manera similar a lo reportado por Pagani *et al*. (2008). Finalmente se estudió para cada sitio la relación entre la DOEN y el valor promedio de NDVI de cultivos anteriores considerando NDVIm o NDVIt para evaluar que metodología presenta mayor sensibilidad para explicar la variabilidad espacial de la respuesta del maíz a la fertilización nitrogenada.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Cinco de los seis sitios experimentales mostraron mayores niveles de variabilidad espacial para el NDVIm que para el NDVIt (Tabla 2) sugiriendo que el uso de imágenes de cultivos de maíz únicamente podría ser un indicador más sensible que el uso de todos los cultivos que integraron la rotación para detectar variabilidad espacial en el rendimiento y la respuesta a la fertilización nitrogenada para cultivos de maíz subsiguientes. Existe abundante evidencia que indica que el maíz presenta mayor sensibilidad a factores ambientales que los otros cultivos que normalmente integran la rotación agrícola en la Región Pampeana (Andrade *et al.*, 1995).

Tabla 2. Estadísticas descriptivas del índice de vegetación diferencial normalizado promedio considerando todos los cultivos integrantes de la rotación (NDVIt) o solo el de los cultivos de maíz previos (NDVIm) para los seis sitios experimentales.

Maíces tempranos			
Sitio	**Estadístico**	**NDVIt**	**NDVIm**
1	Media	0,40	0,51
	Máximo	0,44	0,62
	Mínimo	0,36	0,33
	%CV	4,42	19,8
2	Media	0,59	0,52
	Máximo	0,62	0,59
	Mínimo	0,44	0,33
	%CV	4,11	9,43
3	Media	0,59	0,27
	Máximo	0,62	0,29
	Mínimo	0,53	0,24
	%CV	4,33	4,05

Maíces tardíos			
Sitio	**Estadístico**	**NDVIt**	**NDVIm**
4	Media	0,19	0,16
	Máximo	0,20	0,19
	Mínimo	0,18	0,15
	%CV	2,32	7,48
5	Media	0,56	0,64
	Máximo	0,57	0,66
	Mínimo	0,54	0,62
	%CV	1,21	1,73
6	Media	0,40	0,60
	Máximo	0,45	0,67
	Mínimo	0,34	0,48
	%CV	6,30	8,34

En la Figura 1 se observa la curva de respuesta del rendimiento maíz a la fertilización nitrogenada considerando el promedio de las franjas que atravesaron los seis sitios experimentales. El estudio a nivel de franja es equivalente al uso de información proveniente de tolvas con balanza normalmente utilizadas en lotes de producción y es importante para demostrar cómo las respuestas promedio pueden parcialmente enmascarar el impacto real de la fertilización en lotes con variabilidad espacial.

Los rendimientos máximos alcanzados, la respuesta a N y la DOEN fueron mayores para los maíces de siembra temprana que para los de siembra tardía (13001 vs. 9749, 4210 vs. 1561 y 137 vs. 66 kg ha^{-1} como promedio de maíces tempranos y tardíos, respectivamente). Estos resultados pueden ser parcialmente explicados por las mejores condiciones de crecimiento experimentadas por los maíces de siembra temprana en una campaña con precipitaciones primaverales por encima de lo normal (datos no mostrados) y por la menor tasa de mineralización de N asociada a menor temperatura del suelo en las situaciones de siembra temprana. El otro factor que influenció la respuesta a N y la DOEN fue el cultivo antecesor, ya que en general estas fueron mayores cuando el antecesor fue trigo/soja respecto a soja de primera. La mayor inmovilización de N por parte del rastrojo de trigo en relación a la soja de primera y la menor tasa de mineralización por mayor cobertura de suelo (menor temperatura) pueden explicar estas diferencias (Salvagiotti *et al.*, 2016). Particularmente, en el Sitio 4 (de siembra tardía) la DOEN determinada fue 0 (aun cuando se observó una leve respuesta a N), lo que evidencia una ajustada sincronía entre la tasa de mineralización de N del suelo y las tasa de absorción de N por parte del cultivo durante todo el ciclo de crecimiento.

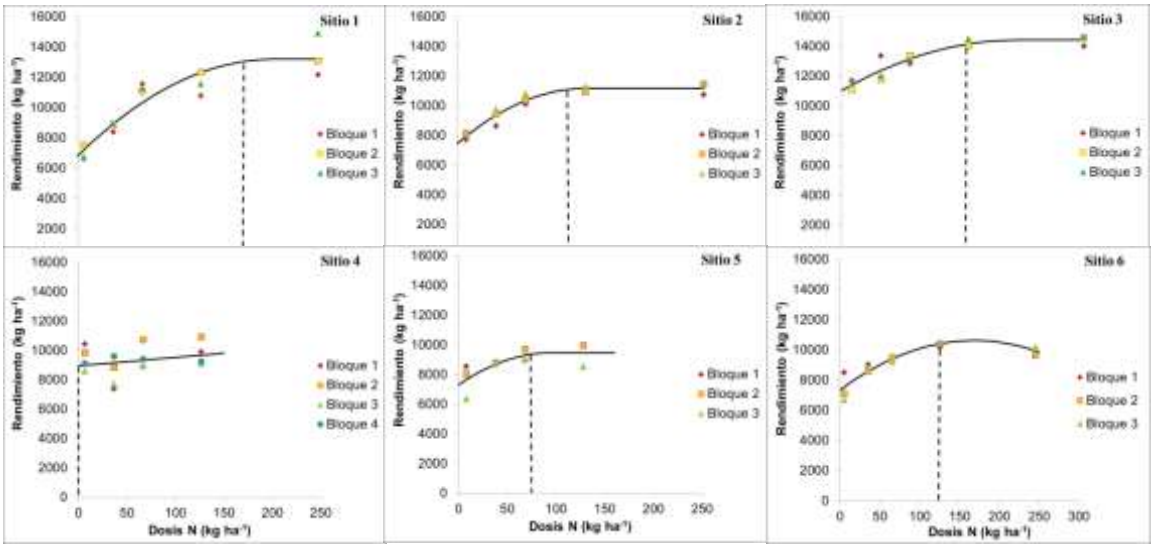


Figura 1. Rendimiento de maíz en función de la dosis de nitrógeno (N) aplicado considerando el promedio de cada franja para los seis sitios experimentales. Las líneas verticales punteadas indican la dosis óptima económica de N.

El estudio de la respuesta a la fertilización nitrogenada dentro de cada lote considerando las transectas de 20 m agrupadas en función de la productividad de cultivos anteriores muestra diferentes niveles de variabilidad dependiendo del sitio (Figura 2). En general, las diferencias a nivel intra-lote del rendimiento máximo y mínimo alcanzado estuvieron relacionadas a las diferencias en la productividad de cultivos anteriores (asociados a variabilidad espacial de NDVI promedio de los 9 años anteriores), lo que no necesariamente ocurrió con la respuesta a N y la DOEN sugiriendo que este criterio de caracterización ambiental ampliamente utilizado en la Región Pampeana Argentina necesita ser revisado.

Existe abundante evidencia a nivel internacional (Sawyer *et al.*, 2006) que documenta la falta de asociación entre el rendimiento esperado del cultivo de maíz y la DOEN en regiones húmedas. Estos resultados son perfectamente aplicables a gran parte de la zona húmeda argentina y están asociados a que las condiciones que determinan mayor rendimiento de un cultivo no necesariamente determinan mayor respuesta a la aplicación de N (y por ende mayor DOEN) y viceversa. Por ejemplo, en muchas zonas productivas en secano con pluviometría variable, si no se producen excesos hídricos importantes (años normales), en general se observan mayores rendimientos de los cultivos en las regiones más bajas dentro de los lotes, que generalmente presentan textura más fina, mayor contenido de materia orgánica y mayor disponibilidad hídrica. Por el contrario, las áreas más elevadas del lote con textura más gruesa generalmente contienen menor contenido de materia orgánica y humedad, por lo que normalmente producen menores rendimientos en años normales. Utilizando el criterio del rendimiento esperado o delineando zonas de manejo en base a NDVI, la dosis de N recomendada sería consistentemente mayor en las áreas deprimidas y menor en las áreas de mayor elevación. Este criterio no tiene en cuenta que en las áreas deprimidas, la DOEN puede verse reducida con respecto al promedio del lote debido al mayor aporte de N del suelo por mineralización, asociado al relativamente alto contenido de MO. Por otro lado en años húmedos, el agua deja de ser el factor tan limitante en las áreas de mayor elevación (usualmente de textura más gruesa y menor contenido de MO) y suelen observarse altas respuestas a la aplicación de N debido al relativamente bajo aporte edáfico. Esta situación ejemplifica como el uso del rendimiento objetivo como criterio de decisión, presenta falencias para determinar las necesidades de N de un cultivo en regiones de pluviometría variable.

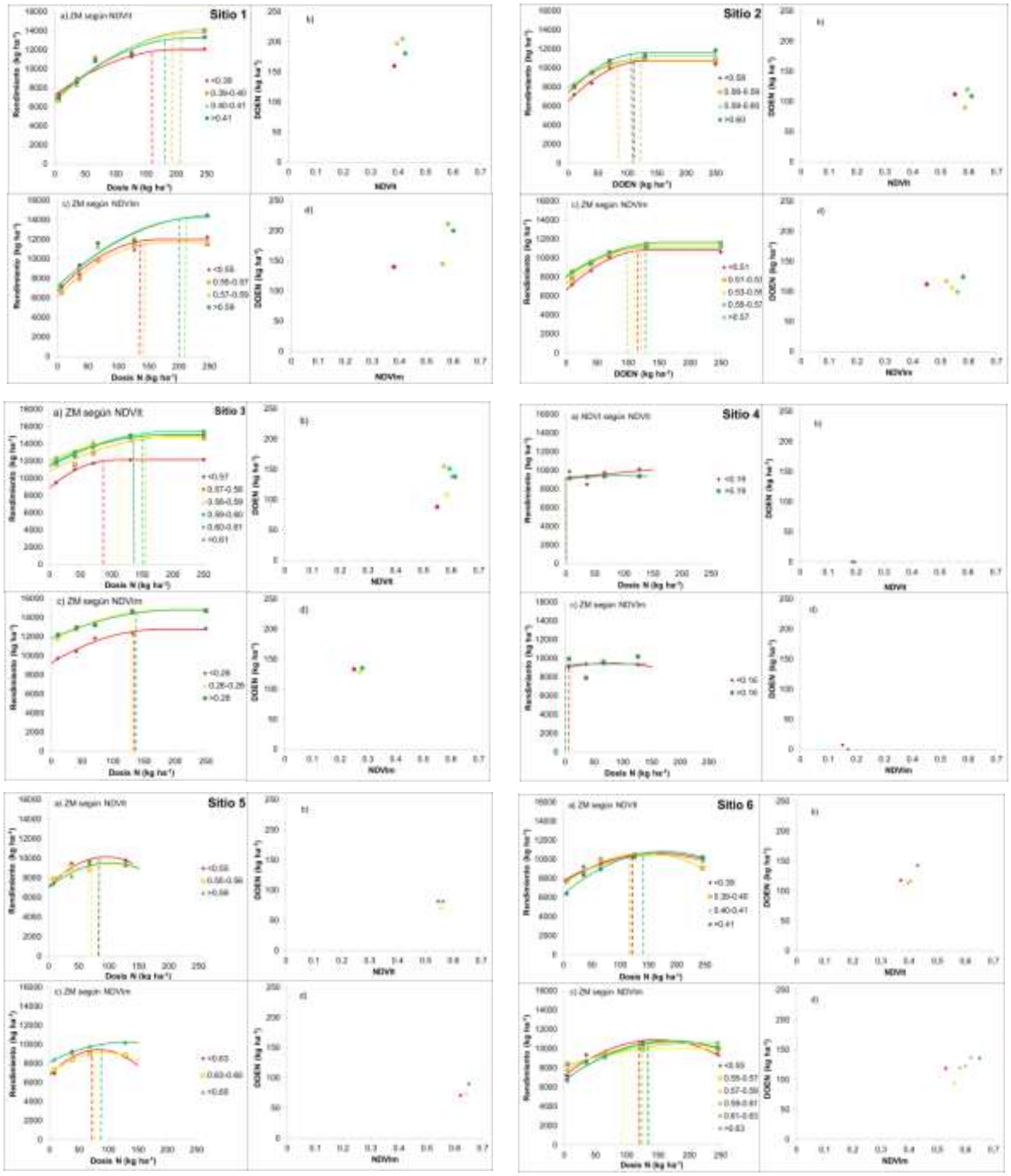


Figura 2. a) Rendimiento en función de la dosis de nitrógeno (N) en cada sitio experimental para cuatro zonas de manejo (ZM) delimitadas por valores de NDVI promedio de todos los cultivos antecesores de 10 campañas. b) Dosis óptima económica de N (DOEN) en función del NDVI promedio de todos los cultivos antecesores de 10 campañas (NDVIt). c) Rendimiento en función de la dosis de N en cada sitio experimental para cuatro ZM delimitadas por valores de NDVI promedio de cultivos de maíces de las últimas 10 campañas, las líneas verticales punteadas indican la dosis óptima económica de N para cada ZM. b) DOEN en función del NDVI promedio de cultivos de maíces de las últimas 10 campañas (NDVIm). En las figuras a y c las líneas verticales punteadas indican la DOEN para cada ZM.

CONCLUSIONES

En la campaña evaluada, el uso de NDVIt no se mostró como un criterio lo suficientemente sensible para delinear ZM con respuesta diferencial a la fertilización nitrogenada en el cultivo de maíz. Si bien el empleo de mapas de NDVIm pareció ser más sensible que el mapa NDVIt, es necesario integrar otras capas de información para poder establecer estrategias más sólidas de fertilización nitrogenada con dosis variable con el objetivo de aumentar la eficiencia en el uso de este insumo.

AGRADECIMIENTOS

A los Ing. Agr. Daniel Bergia y Pablo Cucinelli (Establecimiento "La Clarita"), al Tec. Agr. Hugo Mendía (Establecimiento "La Justina"), al Tec. Agr. Alberto Hellbusch y Sres. Agustín Iaconis, Neri Faundes y Pablo Agüero (EEA INTA General Villegas) por su colaboración para que se lleven a cabo estos ensayos.

BIBLIOGRAFÍA

- Andrade F; A Cirilo; S Uhart & M Otegui. 1996. Ecofisiología del Cultivo de Maíz. Editorial La Barrosa, Dekalb Press. INTA, FCA UNMP.
- Atherton BC; MT Morgan; SA Shearer; TS Stombaugh & AD Ward. 1999. Site-specific farming: a perspective on information needs, benefits and limitations. J. Soil Water Cons. 54: 455–461.
- Basso B; C Fiorentino; D Cammarano; G Cafiero & J Dardanelli. 2012. Analysis of rainfall distribution on spatial and temporal patterns of wheat yield in Mediterranean environment. Eur. J. Agron. 41: 52-65.
- Bongiovanni R; C Robledo & D Lambert. 2007. Economics of site-specific nitrogen management for protein content in wheat. Comput Electron Agric. 58:13-24.
- Cambardella CA; TB Moorman; TB Parkin DL; Karlen; JM Novak; RF Turco & AE Konopka. 1994. Field-Scale Variability of Soil Properties in Central Iowa Soils. Soil Sci Soc Am J. 58:1501-1511.
- Doerge, TA. 1999. Management Zone Concepts. S.l: Potash & Phosphate Institute. Site-Specific Management Guidelines 2, 4 p. ESRI. 2015 ArcGIS. Disponible en: http://desktop.arcgis.com/es/ [Acceso: 22/05/2015]
- Ferguson RB; RM Lark & GP Slater. 2003. Approaches to management zone definition for use of nitrification inhibitors. Soil Sci. Soc. Am. J. 67: 937-947.
- Franzen DW, AD Halvorson & VL Hoffman. 2000. Management zones for soil N and P levels in the Northern Great Plains. EN: PC et al. (Ed.) Proc. Int. Conf. on Prec. Agric, 5th Bloomington MN. 16-19 Julio 2000. ASA, CSSA, SSSA. Madison WI.
- Kravchenko AN & DG Bullock. 2000. Correlation of Corn and Soybean Grain Yield with Topography and Soil Properties. Agron J. 92:75-83.
- Land viewer. 2017. https://eos.com/landviewer/?lat=-16.13026&lng=-43.06641&z=4
- Lark RM & JV Stafford. 1997. Classification as a first step in the interpretation of temporal and spatial variation of crop yield. Annals of Applied Biology. 130:111-121.
- Lund DL; PE Colin; D Christy & PE Drummond. 1999. Applying soil electrical conductivity technology to precision agriculture. EN: Robert, P.C.; Rust, R.H.; larson, W.E.(Ed).Precision Agriculture. Madison: ASA-CSSA-SSSA. pp.1089-1100.
- Mallarino A, R Oltmans, J Prater, C Villavicencio & L Thompson. 2011. Nutrient uptake by corn and soybean, removal, and recycling with crop residue, Proc. 2011 Integrated Crop Management Conference, Iowa State University, Ames, Iowa.
- Pagani, A & AP Mallarino. 2012. Comparison of methods to determine crop lime requirement under field conditions. Soil Sci. Soc. Am. J. 76: 1855-1866.
- Pagani, A. y Mallarino A.P. 2015. On-farm evaluation of corn and soybean grain yield and soil pH responses to liming. Agron. J. 107(1): 71-82.
- Pagani, A; HE Echeverría; HR Sainz Rozas & PA Barbieri. 2008. Dosis óptima económica de nitrógeno en maíz bajo siembra directa en el sudeste bonaerense. Ciencia del Suelo. 26(2): 183-193.
- Pautasso JM; S Albarenque; G Schulz; A Kemerer; D Bedendo & R Melchiori. 2010. Delimitación de zonas de manejo mediante variables de suelo y validación para maíz. EN: INTA, EEA Manfredi. 9º Curso internacional de Agricultura de precisión, 4º Expo de maquinarias precisas, 2º Gira tecnológica de precisión. Manfredi: Ediciones INTA. pp.207-214.
- Pierce, FJ & P Nowak. 1999. Aspects of precision agriculture. EN: Spark, D. (Ed) Advances in Agronomy. San Diego: Academic Press. 67: 1-85.
- Ritchie, S. and Hanway J. J. 1982. How a corn plant develops. Iowa State Univ. Technol. Spec. Rep., 48 p.
- Rouse Jr JW; R Haas; J Schell & D Deering. 1973. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. Third ERTS Symposium: 309−317 p.
- Salvagiotti F; JM Enrico; M Barraco; G Prieto & MB Agosti. 2016. Componentes de la eficiencia de N en maíz de siembra tardía con diferentes antecesores. Actas XXV Congreso Argentino de Ciencia del Suelo. Rio Cuarto. AACS.
- Sawyer JE; G Nafziger; L Randall; B Bundy, G Rehm & B Joern. 2006. Concepts and rationale for regional nitrogen rate guidelines for corn. Publ. PM2015, Iowa State Univ. Extension, Ames, IA.

- Scharf, PC; NR Kitchen; KA Sudduth; JG Davis; VC Hubbard & JA Lory. 2005. Field-Scale Variability in Optimal Nitrogen Fertilizer Rate for Corn. Agron. J. 97: 452-461.
- Urricariet S; M Niborski & CM Kvolek. 2011. Atributos del suelo y paisaje asociados a la variabilidad de rendimientos de maíz en la pampa arenosa. Ciencia del suelo. 29:49-59.

C3P41. N Y S EN CEBADA CERVECERA: EFICIENCIAS DE UTILIZACIÓN Y SUS COMPONENTES

Gómez, Federico M.[1 2]; Boero, José J.[1 2]; Prystupa, P.[1 2]; Ferraris, Gustavo[3] y Gutiérrez Boem, Flavio H.[1 2]
[1] Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Av. San Martín 4453. CABA. Argentina. [2] INBA – CONICET. [3] EEA Pergamino, INTA. fgomez@agro.uba.ar

RESUMEN

La eficiencia de utilización de un nutriente es la relación entre el rendimiento logrado y la cantidad del nutriente absorbido. El requerimiento de un nutriente (i.e. cantidad de nutriente absorbido por unidad de rendimiento) es la inversa de la eficiencia de utilización y puede ser entendido como el producto entre la concentración del nutriente en el grano y la inversa del índice de cosecha del nutriente. El objetivo de este trabajo fue determinar la relación entre la concentración de N y S en el grano, el ICN, ICS y la cantidad de nutriente absorbido por unidad de rendimiento. Se realizaron 31 experimentos durante 2 años en el centro-norte de la provincia de Buenos Aires sobre lotes en producción. Los tratamientos fueron: 1 – Control (sin agregado de fertilizante adicional al realizado por el productor), 2 – Sin limitaciones de N (aplicación de 150 kg N ha^{-1}), 3 – Sin limitaciones de S (aplicación de 15 kg S ha^{-1}). Tanto la fertilización N como S produjeron un incremento en la cantidad de N y S absorbido por unidad de rendimiento, respectivamente. A diferencia de la concentración de N en grano (proteína), que presentó una relación positiva con la abundancia de este nutriente en el cultivo, la concentración de S en grano presentó un plateau ante pequeños aumentos en la cantidad de S absorbido por unidad de rendimiento. Esto se debió principalmente a una fuerte caída en el ICS frente al aumento en la cantidad de S absorbida por unidad de rendimiento. El ICN, por el contrario, disminuyó menos al aumentar la cantidad de N absorbida. Por tanto, la relación N:S en grano presentó una mayor asociación con la abundancia de N en el cultivo que con la de S.

Palabras claves: Cebada, Nitrógeno, Azufre

INTRODUCCIÓN

En Argentina, el destino tradicional del cultivo de cebada es la industria maltero-cervecera. La industria maltera y cervecera es altamente exigente en términos de contenido proteico: se requieren valores de entre 10 y 12%. En experimentos llevados a cabo en la región pampeana se ha observado que el contenido proteico de los granos se asoció positivamente con la disponibilidad de N y negativamente con el rendimiento (Prystupa et al., 2016). Para alcanzar un contenido proteico entre el 10 y el 12% se debe contar en el suelo con 22 y 40 kg ha^{-1} de N disponible por tonelada de rendimiento en grano (Prystupa et al., 2008). Hay poca información para cebada y cultivos afines (i.e. trigo) respecto de la relación entre disponibilidad o absorción de S por el cultivo y la concentración de S en el grano.

La pendiente de la relación entre rendimiento y nutriente absorbido se conoce como eficiencia de utilización (EU = R/NUabs, R: rendimiento, NUabs: nutriente absorbido). La EU puede ser afectada por el nivel de rendimiento alcanzado. Esta se asume lineal y constante cuando el rendimiento no está cerca del potencial del sitio y cae por encima del 70-80% del rendimiento máximo (Dobermann y Cassman, 2002). La EU también puede caer con alta disponibilidad del nutriente en el suelo, que lleva a un aumento en la absorción sin un aumento proporcional en el rendimiento (i.e. consumo de lujo), o por estreses ambientales (van Keulen y van Heermst, 1982). La inversa de la EU es el requerimiento (NUabs R^{-1}). Este cociente se puede descomponer en dos componentes con sentido agronómico: la concentración del nutriente en el grano (NUgrano R^{-1}), y la inversa del índice de cosecha (IC) del nutriente (NUabs $NUgrano^{-1}$):

$$\left(\frac{NUabs}{R}\right) = \left(\frac{NUgrano}{R}\right) * \left(\frac{NUabs}{NUgrano}\right)$$

Esta relación implica que un aumento de la cantidad de nutriente absorbido por unidad de rendimiento llevaría a tener una mayor concentración del nutriente en el grano, siempre y cuando el IC del nutriente se mantuviera constante.

En un experimento de fertilización de cebada con N y S se observó que, a diferencia del N, la concentración de S en el grano fue poco sensible a cambios en la cantidad de S absorbido por unidad de rendimiento, debido a grandes cambios en el ICS (Gutierrez Boem et al., 2014). Esto pudo deberse a la distinta abundancia relativa de los dos nutrientes en ese experimento (i.e. el rendimiento del cultivo respondió a la aplicación de N y no a la de S), o a que la relación entre la cantidad de nutriente absorbido por unidad de rendimiento y la concentración del nutriente en el grano es distinta para

N y S. Si la concentración de S en el grano fuera poco sensible a cambios en la cantidad de azufre absorbido por unidad de rendimiento, sería muy difícil intentar cambiar la concentración de S (y la relación N:S) del grano vía fertilización azufrada. El objetivo de este trabajo fue determinar la relación entre la concentración de N y S en el grano, el ICN, ICS y la cantidad de nutriente absorbido por unidad de rendimiento.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron 31 experimentos durante 2 años en el centro-norte de la provincia de Buenos Aires sobre lotes en producción. Los tratamientos fueron: 1 – Control (sin agregado de fertilizante adicional al realizado por el productor), 2 – Sin limitaciones de N (aplicación de una dosis de 150 kg N ha^{-1} a la siembra), 3 – Sin limitaciones de S (aplicación de una dosis de 15 kg S ha^{-1} a la siembra). Los tratamientos se dispusieron en bloques completos aleatorios. La fuente de N utilizada fue urea y la de S fue yeso. En madurez del cultivo se cosecharon 4 metros lineales (~ 0.84 m^2) del cultivo por parcela, se secaron a 70ºC y se trillaron. Se determinó biomasa aérea, rendimiento en grano, y el número y peso individual de los granos. La concentración de N y S en los granos y rastrojo se determinó mediante una digestión húmeda y una posterior colorimetría (N) o turbidimetría (S). El rendimiento se expresó con 13% de humedad, mientras que la concentración de nutrientes se expresó en base seca.

Los resultados se analizaron mediante análisis de varianza con modelos mixtos. El efecto de N y S se evaluó con contrastes en un modelo mixto donde se consideró los tratamientos como factores fijos, mientras que los sitios y los bloques anidados dentro de los sitios como efectos aleatorios (R Core Team, 2017, Bates et al., 2015). La relación entre el rendimiento y la cantidad de nutriente absorbida fue ajustada a través de un modelo esférico condicional y un modelo lineal, en el caso de N y S, respectivamente. La función esférica condicional puede describirse a través de:

$$y = \begin{cases} b * \left(\left(\frac{3}{2}\right) * \left(\frac{x}{c}\right) - \left(\frac{1}{2}\right) * \left(\frac{x}{c}\right)^3 \right), & si \;\; x \leqslant c \\ b, & si \;\; x > c \end{cases}$$

donde y es el rendimiento (kg ha^{-1}), x es la cantidad de nutriente absorbido (kg nutriente ha^{-1}), b es el rendimiento potencial (Mg ha^{-1}) y c es la mínima cantidad de nutriente absorbido (kg nutriente ha^{-1}) en la cual se alcanza el rendimiento potencial.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los rendimientos variaron entre 1735 y 9111 kg ha^{-1}, lo que reflejó a variabilidad de los ambientes explorados (Tabla 1). El agregado de N (N150) provocó un aumento del rendimiento del 17 % respecto del control (promedio de todos los sitios), aunque este efecto fue variable entre sitios (interacción sitio x tratamiento significativa). Se observó una respuesta al agregado de N en 13 de los 31 sitios, con una respuesta media de 1669 kg ha^{-1} en esos sitios. El agregado de S no tuvo un efecto generalizado en toda la red (i.e. se observó efecto del agregado de S en un sólo sitio). Respecto a las concentraciones de N y S en grano, el rango explorado fue algo mayor para N que para S, entendido como la relación entre la concentración máxima y mínima observada (1.75 y 2.34 para S y N, respectivamente). La concentración de N en grano aumentó un 25% frente al agregado de este nutriente, mientras que la concentración de S en grano aumentó por el agregado de S un 9%, y tuvo una tendencia a aumentar con el agregado de N (Tabla 1). Los rangos observados de nutriente absorbido por el cultivo fueron similares para N y S (Max/Min: 7.9 y 7.0 para N y S, respectivamente). La fertilización nitrogenada produjo la reducción del ICN y el incremento del ICS. El requerimiento de ambos nutrientes (nutriente absorbido por tonelada de rendimiento) aumentó frente al agregado de los respectivos nutrientes (i.e. 42% y 12%, respectivamente).

Tabla 1. Medidas de resumen de variables medidas y ANOVA.

Variable	Estadístico	Control	N150	S15	ANOVA y contrastes *	
Rendimiento (kg ha^{-1}, 13% humedad)	Mínimo	1779	2554	1735	Tratamiento	$p < 0,01$
	1er cuartil	3676	4332	3885	Sitio	$p < 0,01$
	Media	4892	5735	4889	Trat x Sitio	$p < 0,01$
	3er cuartil	5991	7095	5951	N150 vs Control	$p < 0,01$ (+ 829)
	Máximo	8359	8556	9111	S15 vs Control	$p = 0,68$
N en grano (mg N g^{-1})	Mínimo	10,6	11,4	10,0	Tratamiento	$p < 0,01$
	1er cuartil	12,0	15,1	11,9	Sitio	$p < 0,01$
	Media	13,3	16,7	13,4	Trat x Sitio	$p < 0,01$
	3er cuartil	14,2	18,6	14,4	N150 vs Control	$p < 0,01$ (+ 3,4)
	Máximo	17,1	23,4	17,9	S15 vs Control	$p = 0,71$
S en grano (mg S g^{-1})	Mínimo	0,8	0,8	1,0	Tratamiento	$p < 0,01$
	1er cuartil	1,0	1,1	1,1	Sitio	$p < 0,01$
	Media	1,1	1,1	1,2	Trat x Sitio	$p < 0,01$
	3er cuartil	1,2	1,2	1,2	N150 vs Control	$p = 0,08$
	Máximo	1,3	1,4	1,4	S15 vs Control	$p = 0,01$ (+ 0,05)
N absorbido (kg ha^{-1})	Mínimo	21,4	66,3	22,4	Tratamiento	$p < 0,01$
	1er cuartil	55,1	108,0	51,9	Sitio	$p < 0,01$
	Media	74,6	118,8	74,2	Trat x Sitio	$p = 0,14$
	3er cuartil	94,7	136,3	94,7	N150 vs Control	$p < 0,01$ (+ 44)
	Máximo	134,1	169,5	145,4	S15 vs Control	$p = 0,95$
S absorbido (kg ha^{-1})	Mínimo	2,2	3,7	3,0	Tratamiento	$p < 0,01$
	1er cuartil	6,3	7,1	7,1	Sitio	$p < 0,01$
	Media	7,7	9,2	8,7	Trat x Sitio	$p < 0.01$
	3er cuartil	8,9	11,6	10,2	N150 vs Control	$p < 0,01$ (+ 1,5)
	Máximo	12,8	14,6	15,5	S15 vs Control	$p < 0,01$ (+ 1,1)
IC de biomasa	Mínimo	0,42	0,37	0,41	Tratamiento	$p < 0,01$
	1er cuartil	0,46	0,42	0,45	Sitio	$p < 0,01$
	Media	0,48	0,45	0,47	Trat x Sitio	$p = 0,03$
	3er cuartil	0,50	0,48	0,49	N150 vs Control	$p < 0,01$ (- 0,03)
	Máximo	0,54	0,53	0,56	S15 vs Control	$p = 0,12$
ICN	Mínimo	0,64	0,59	0,65	Tratamiento	$p < 0,01$
	1er cuartil	0,74	0,66	0,74	Sitio	$p < 0,01$
	Media	0,76	0,71	0,77	Trat x Sitio	$p = 0,05$
	3er cuartil	0,79	0,77	0,80	N150 vs Control	$p < 0,01$ (- 0,05)
	Máximo	0,84	0,82	0,84	S15 vs Control	$p = 0,46$
ICS	Mínimo	0,49	0,52	0,42	Tratamiento	$p < 0,01$
	1er cuartil	0,54	0,57	0,51	Sitio	$p < 0,01$
	Media	0,61	0,63	0,56	Trat x Sitio	$p < 0,01$
	3er cuartil	0,67	0,70	0,62	N150 vs Control	$p = 0,01$ (+ 0,02)
	Máximo	0,75	0,74	0,67	S15 vs Control	$p < 0,01$ (- 0,05)
N absorbido R^{-1} (kg N Mg^{-1})	Mínimo	11,8	12,3	11,1	Tratamiento	$p < 0,01$
	1er cuartil	12,9	17,0	13,2	Sitio	$p < 0,01$
	Media	15,2	21,6	15,4	Trat x Sitio	$p < 0,01$
	3er cuartil	16,6	24,2	16,6	N150 vs Control	$p < 0,01$ (+ 6,2)
	Máximo	23,2	35,5	23,7	S15 vs Control	$p = 0,74$
S absorbido R^{-1} (kg S Mg^{-1})	Mínimo	1,0	1,1	1,4	Tratamiento	$p < 0,01$
	1er cuartil	1,5	1,4	1,7	Sitio	$p < 0,01$
	Media	1,6	1,6	1,8	Trat x Sitio	$p < 0,01$
	3er cuartil	1,7	1,9	2,1	N150 vs Control	$p = 0,79$
	Máximo	2,2	2,0	2,4	S15 vs Control	$p < 0,01$ (+ 0,25)

* Si el contraste es significativo ($p < 0.05$), se informa la magnitud del efecto entre paréntesis.

Las funciones de borde superior -l(q90) y c(q90)- corresponden a las situaciones de máximos rendimientos para la distintas cantidades de n y s absorbido por el cultivo (figura 1a y 1b). Estas funciones se pueden interpretar como las situaciones de máxima dilución de un nutriente determinado y a condiciones de deficiencia del nutriente en cuestión, donde se maximiza la eficiencia de utilización de un nutriente en la fase lineal. Las funciones de borde inferior -l(q05) y c(q05)- corresponden a las situaciones de mínimos rendimientos para las distintas cantidades de nutriente absorbido y se puede interpretar como de mínima eficiencia de utilización (figura 1), asociadas a condiciones donde el rendimiento del cultivo estuvo limitado por otro factor además del nutriente que se está evaluando, o bien, a situaciones de "consumo de lujo" del nutriente en cuestión (Setiyono et al., 2010). La EU de N máxima estimada fue de 78.5 kg grano kg N absorbido-1 hasta que se alcanza el plateau. El requerimiento de N mínimo estimado fue de 12.7 kg n mg-1 (figura 1.a). La EU de N mínima estimada fue de 30.9 kg grano kg n absorbido-1, lo cual se correspondió con un requerimiento de N máximo estimado de 32.3 kg N mg^{-1}. Cuando se ajustó una función a cada tratamiento, se observó que no hubo diferencias entre los tratamientos control y s15 (linea roja en la fig 1a). El tratamiento n150 mostró una relación con pendientes más bajas que la del control, lo que refleja una disminución en la EU del N (linea verde en la fig. 1.a). A diferencia de N, en el caso de S la relación entre el rendimiento y la cantidad de S absorbido por el cultivo presentó una forma lineal (i.e. no se observó un plateau bien definido) (figura 1b). Las EU de S máxima y mínima fueron de 733 y 450 kg kg S absorbido-1, respectivamente. Los requerimientos mínimo y máximo fueron de 1.36 y 2.22 kg S mg-1, respectivamente. No se observó efecto del agregado de N ni de S sobre esta relación. La EU de S media fue de 608 kg kg S absorbido-1 y los requerimientos medios fueron de 1.64 kg S absorbido mg-1 (figura 1b). El rendimiento potencial estimado cuando el cultivo absorve por encima de 147,6 kg de N ha-1 fue de 8579 kg ha-1.

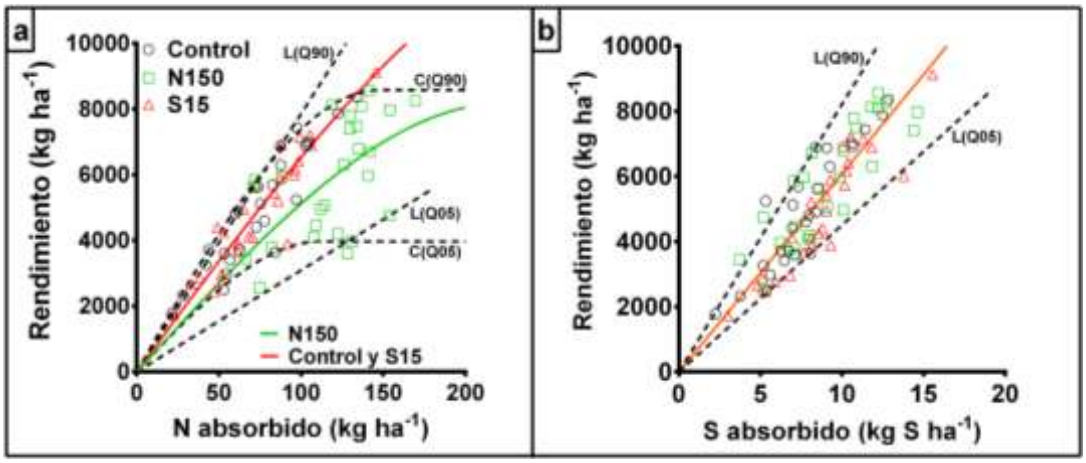


Figura 6. Relación entre el rendimiento y la cantidad de nutriente absorbido. L(Q90) y L(Q05) corresponden a las líneas de borde del cuantil 90 y 5%, respectivamente. C(Q90) y C(Q05) corresponden a las curvas del cuantil 90 y 5%, respectivamente. a) N. La curva roja corresponde a la función esférica ajustada para los tratamientos control y S15 conjuntamente. La curva verde corresponde a la función esférica ajustada al tratamiento N150. b) S. La recta naranja corresponde a la función lineal ajustada a todos los tratamientos en conjunto.

Se observó una relación curvilínea entre la concentración de N en grano y la cantidad de N absorbido por unidad de rendimiento (Figura 2a). A diferencia de lo observado por Prystupa et al. (2016), la relación entre estas variables fue más estrecha, esto último asociado a que, al determinar la cantidad de N absorbido, no se tienen en cuenta las pérdidas del fertilizante aplicado. Para obtener granos con contenido proteico de 11% (17.6 mg N g^{-1}) es necesario que el cultivo absorba 22 kg N Mg rendimiento^{-1} (Figura 2a). La relación entre la concentración de S en grano y la cantidad de S absorbido por unidad de rendimiento presentó mucha mayor variabilidad que la de N (Figura 2). Por otro lado, el incremento de la concentración de S en el grano (Figura 2b), debido a que se alcanzó un plateau en la concentración de S en el grano para valores altos de S absorbido por unidad de rendimiento.

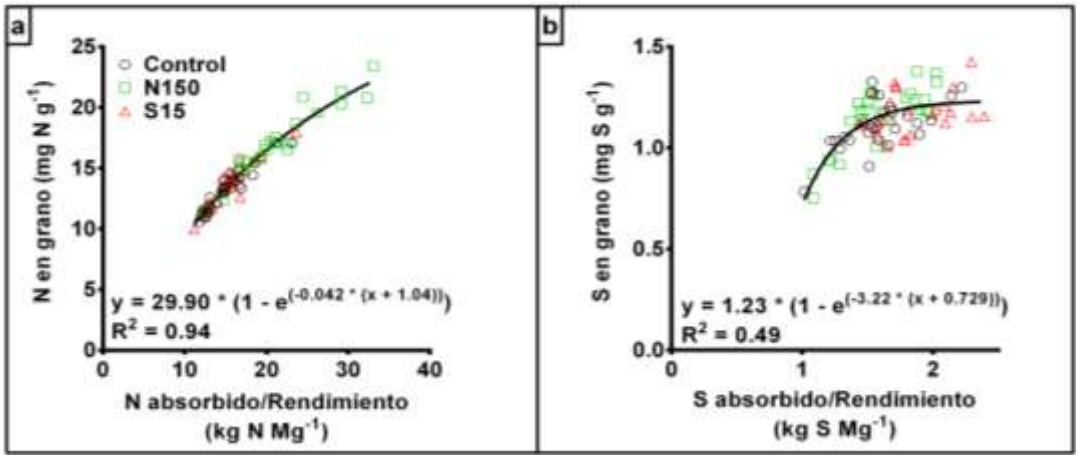


Figura 2. Relación entre la concentración de nutriente en grano y el requerimiento de nutriente del cultivo.a) N. b) S.

Si bien la relación entre el IC de ambos nutrientes y la abundancia de estos en el cultivo fue negativa, la tasa de disminución fue muy contrastante (Figura 3.a y 3.b). En términos relativos, un incremento del 100% en la cantidad de nutriente absorbido por tonelada de rendimiento produjo la disminución del 13 y 27% en el ICN e ICS, respectivamente.

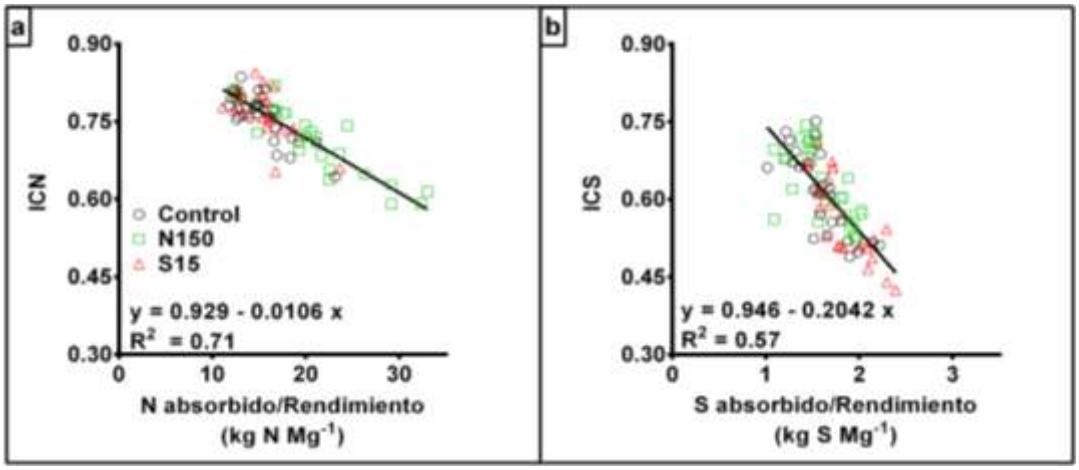


Figura 3. Relación entre el índice de cosecha de nutriente y el requerimiento de nutriente del cultivo. a) Nitrógeno. b) Azufre.

La asociación entre la relación N:S en grano y la cantidad de nutriente absorbido por unidad de rendimiento fue lineal y positiva en el caso de N, mientras que se presentó de manera inversa y curvilínea hasta alcanzar un plateau en el caso de S (Figura 4).

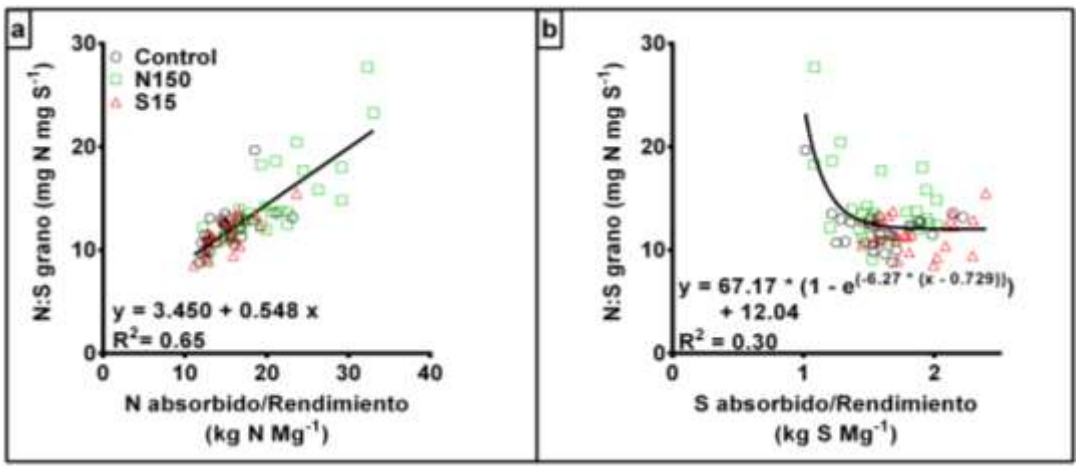


Figura 4. Relación entre el ratio de concentraciones N:S en grano y el requerimiento de nutriente del cultivo. a) Nitrógeno. b) Azufre.

CONCLUSIONES

Tanto la fertilización N como S produjeron un incremento en la abundancia de los respectivos nutriente en el cultivo (i.e. N y S absorbido por unidad de rendimiento). El aumento en el N absorbido por unidad de rendimiento se asoció de manera positiva con la concentración de N en grano, mientras que en el caso de S, pequeñas variaciones en la abundancia de este nutriente conllevaron a alcanzar un plateau en la concentración de S en grano. Por lo tanto, la concentración de S en grano fue menos sensible que la de N a cambios en la cantidad de nutriente absorbido por unidad de rendimiento. Esto se debió en gran medida a una gran disminución del ICS frente al aumento de la abundancia de S en el cultivo, a diferencia de lo observado en el caso de N. Por tanto, la relación N:S en grano resultó estar asociada en mayor medida a la abundancia de N en el cultivo, que a la de S. Frente a pequeñas aumentos en la cantidad de S absorbido por unidad de rendimiento, la relación N:S rápidamente alcanzó un plateau.

AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren agradecer la colaboración de los productores y asesores: Alejandro Alegre, Carlos Gutiérrez, Emilio Secreto, Gustavo Franco, Jorge Álvarez, Nicolás Casella, Sebastián Arias, Ricardo Falconi, Gustavo Herrá. Esta investigación fue financiada por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (PICT-2013-1846) y la Universidad de Buenos Aires (UBACyT 20020130100746BA).

BIBLIOGRAFÍA

- Abeledo LG; DF Calderini & GA Slafer. 2008. Nitrogen economy in old and modern malting barleys. Field Crops Res. 106: 171-178.
- Bates, D; M Maechler; B Bolker & S Walker. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. J Stat Softw, 67: 1-48.
- Cossani CM; GA Slafer & R Savin. 2009. Yield and biomass in wheat and barley under a range of conditions in a Mediterranean site. Field Crops Res. 112: 205-213.
- Dobermann A & KG Cassman. 2002. Plant nutrient management for enhanced productivity in intensive grain production systems of the United States and Asia. Plant Soil. 247: 153-175.
- Gutiérrez Boem FH; F Gomez; C Caputo & P Prystupa. 2014. Fertilización de cebada: I. eficiencia de utilización y concentración de N-P-S en grano. XXIV CACS, Bahía Blanca, mayo.
- Ministerio de Agroindustria. 2017. Coordinación de Servicios de Información, Estimaciones Agrícolas.
- Prystupa P; R Bergh;G Ferraris; T Loewy; L Ventimiglia; FH Gutierrez Boem & L Couretot. 2008. Fertilización nitrogenada y azufrada en cebada cervecera cv. Scarlett. IA del Cono Sur 38: 5-11.
- Prystupa, P; G Ferraris; L Ventimiglia; T Loewy; L Couretot; R Bergh & FH Gutiérrez Boem. 2016. Fertilización nitrogenada y azufrada de cebada cervecera cv. Scarlett en la provincia de Buenos Aires: I. Efectos sobre el rendimiento y el contenido proteico de los granos. IA de Hispanoamérica 21: 7-14.
- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.
- Setiyono T; D Walters; K Cassman; C Witt & A Dobermann, A. 2010. Estimating maize nutrient uptake requirements. Field Crops Res. 118: 158-168.
- van Keulen, H & HDJ van Heermst. 1982. Crop response to the supply of macronutrients. Agric. Res. Rep. 916, C. Agric. Publ. Doc., Wageningen, 45 p.

C3P42. EFECTO DE DOS TIPOS DE FERTILIZANTES FOLIANRES SOBRE EL CRECIMIENTO Y RENDIMIENTO DEL CULTIVO DE ALGODÓN

Gomez Nestor A[1], Pastori Saino Noelia De Lourdes [2] y Sanchez María Cristina[1]

[1] INTA EEA Santiago del Estero, RN 9 Km 1108, La Abrita, Santiago del Estero; [2] FACYT I+D S.A. - Laguna Larga - Córdoba.

gomez.nestor@inta.gob.ar

RESUMEN

La fertilización foliar se emplea en situaciones de nutrientes poco solubles, suelos de baja fertilidad o intensa lixiviación, volatilización o como complemento a la fertilización del suelo. El objetivo fue evaluar el efecto de dos formulaciones de fertilizantes foliares sobre el crecimiento y rendimiento del algodón. El experimento se desarrolló sobre un suelo Haplustol torriorténtico del área de riego del Río Dulce, Santiago del Estero. Se probaron dos fertilizantes foliares respecto al testigo (T0). La formulación 1 (Tratamiento 1-T1) contenía N, K, Ca y la formulación 2 (T2) contenía además de éstos macronutrientes, los micronutrinetes B, Cu, Zn, Mn y Fe. La aplicación se realizó a los 64 DDS días después de la siembra. A los 108 DDS, se evaluaron parámetros de crecimiento del algodón: materia seca de planta total y particionada (hoja, tallo, fruto); en madurez del cultivo (172 DDS) se evaluaron rendimiento final de fibra bruta, porcentaje (%) al desmote, peso de 100 semillas e I.C (índice de cosecha). La materia seca del fruto y del tallo no se diferenció significativamente entre los tratamientos. Materia seca de planta total presentó diferencia significativa, T2 produjo 14.674 kg ha^{-1} y se diferenció del T1 y T0 con el 80 y 65% respectivamente. Materia seca de hojas presentó diferencia significativa, T2 y T1 produjeron 3.100 y 2.500 kg ha^{-1} respectivamente, diferenciándose del T0 con 1.426 kg ha^{-1}. Al comienzo de la etapa de fructificación, las hojas retranslocan fotosintátos hacia los frutos, aumentando la demanda a medida que el fruto crece. Por lo tanto al contener mayor nutrientes en las hojas, tendría una mayor disponibilidad de fuente para el fruto y una mayor persistencia en la planta. El rendimiento no presento diferencias significativas, siendo que T2 rindió 1.681 kg ha^{-1} de fibra bruta, T1 produjo el 95 % y T0 el 82 %.

Palabras claves: fertilización, hojas, retraslocación

INTRODUCCIÓN

La zona algodonera con riego de Santiago del Estero, la fertilización al suelo es una práctica de manejo utilizada por algunos productores y en muchos casos no superando dosis de 50 kg de N ha^{-1}. Por su parte la fertilización foliar es una práctica aún menos difundida en esta zona para este cultivo. Cliff *et al*., (1998) menciona que la complementación de la fertilización al suelo con la foliar conducen a mejores resultados para el rendimiento del algodón. También es conocido que las aplicaciones de fertilizantes foliares son dependientes de la edad de las hojas, observándose en hojas jóvenes una mayor absorción que en hojas maduras (Bondola *et al*., 1997). Los fertilizantes foliares aplicados en hojas maduras producen una retraslocación de asimilados hacia las raíces, mientras hojas juveniles mantienen la mayor parte del fertilizante en ella, realizadas en pruebas de nitrógeno marcado (Melgar 2011).

En algodón las recomendaciones para las primeras aplicaciones de fertilizante foliar son aconsejable desde inicio de floración, aproximadamente a los 60 DDS – días después de la siembra- coincidiendo con el periodo de incremento en la demanda de los recursos por el cultivo (Cliff *et al.*, 1998).

Las mejores respuestas a la fertilización foliar a base de N (nitrógeno) se da en situaciones con: bajo contenido de nutrientes en el perfil del suelo, lixiviación, volatilización o inmovilización de los fertilizantes nitrogenados o cuando los suelos permanecen húmedos temporalmente limitando la disponibilidad de N (Melgar 2011).

Cliff *et al.*, (1998) observó que aplicaciones foliares en plantas de algodón con 30 kg de N ha^{-1} produce un incremento de 70 kg ha^{-1} de fibra, combinada con fertilizaciones al suelo de N.

Schmithalter (2017) observó incrementos de rendimiento del 10% con aplicaciones de fertilizantes foliares, mientras en INTA Saenz Peña (2013) obtuvieron un 13% de incremento con aplicación de este tipo de fertilización.

Desde hace unos años comenzó a utilizarse las formulaciones de foliares a base de multinutrientes, principalmente incorporando a los micronutrientes. Por ejemplo en Argentina en zonas citrícolas del NOA son muy utilizado el Zn, Fe y Cu, mientras en el Alto Valle en manzanos, perales y uvas son utilizado el B, Fe y Mn (Melgar, 2005), algunas en forma preventivas de enfermedades. El B (Boro) últimamente muy utilizado en cultivos extensivos de la pampa húmeda con resultados altamente positivos.

Por tal motivo este ensayo se basó en evaluar los efectos de dos formulaciones de fertilizantes foliares, una conteniendo los nutrientes básicos N, K, Ca, y otra formulación, que además de los macro, presenta los micronutrientes B, Cu, Zn, Mn, Fe, sobre el rendimiento y parámetros de crecimiento del cultivo de algodón.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se realizó en el campo experimental Francisco Cantos del INTA EEA Santiago del Estero, provincia Santiago del Estero, (Latitud sur 28º 01' y Longitud oeste 64º 17') departamento Silípica. El suelo donde se desarrolló el experimento es Haplustol torriorténtico, familia franca gruesa mixta hipertérmica (Angueira y Zamora 2007). El perfil tiene una secuencia A1p (0-20 cm) - AC (20 – 52 cm) - C1k (52 – 87 cm) – C2k (+ 87 cm). Es un suelo de origen loéssico con una textura franco limoso en el horizonte A (9 % arcilla y 57% de limo). La descripción de la fertilidad química del lote implantado el ensayo se presenta en la tabla 1.

Tabla 1. Datos de fertilidad de suelo extraída a la siembra del ensayo. CE: conductividad eléctrica del extracto de saturación; pH: pH extracto de saturación 1:25; P: fosforo Bray en ppm; Nt (%): nitrógeno total en %; MOT (%): materia orgánica total en %.

Profundidad (cm)	CE (dS/m)	pHex	P (ppm)	Nt (%)	MOT (%)
0-20	0,69	7,1	36,8	0,09	1,54
20-40	1,33	7,2	36,8	0,08	1,20
40-60	2,44	7,1	29,9	0,07	1,03

El clima se clasifica como semiárido, mesotermal (Thornthwaite y Mather). La precipitación media anual es de 550 mm, las temperaturas medias del mes más cálido (enero) y más frío (julio) son de 27,7 ºC y 13,3 ºC, respectivamente, mientras que las temperaturas máxima y mínima son de 46 ºC y – 10 ºC, respectivamente (Boletta *et al.*, 1989). Para la campaña en estudio (2015/2016) los datos climáticos se describen en la Figura 1.

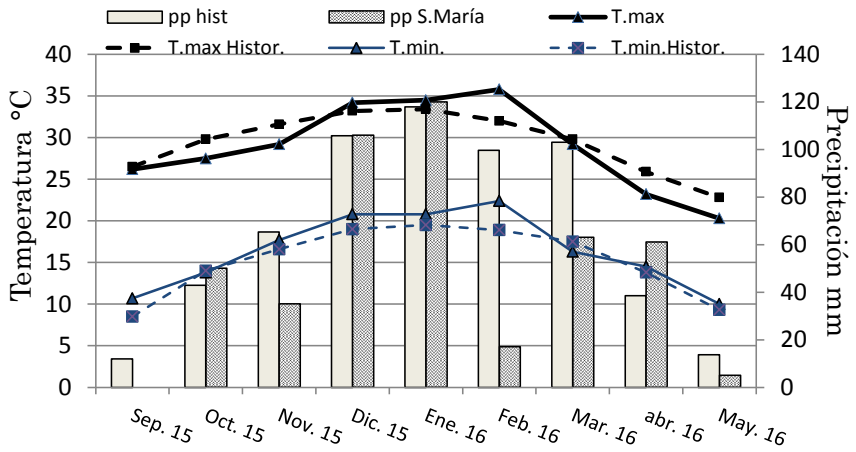


Figura 1. Eje de izquierda la temperatura máxima media mensual (sep. 2015 a mayo 2016) y su promedio histórico, temperatura mínima mensual (sep. 2015 a mayo 2016) y su promedio histórico y precipitación acumulada mensual (sep. 2015 a mayo 2016) y su promedio histórico para esos meses.

El diseño del experimento fue en bloques al azar, con 3 tratamientos y 4 repeticiones. El tamaño de las parcelas consistió de 5 surcos de 8 metros de largo. Los tratamientos consistieron de dos formulaciones de fertilizantes foliar (Tabla 2) y el control o testigo (T0). Se aplicó la dosis recomendada de 1 lt ha^{-1} a los 64 días desde la siembra, utilizándose una mochila pulverizadora de 20 lts, tratando de mantener una presión constante de salida y un pico de cono hueco.

Tabla 2. Concentración de nutrientes en % p/p en fertilizantes foliar para los dos tratamientos .

	Nutrientes % p/p									
Tratamientos	N	P	K	S	B	Fe	Mn	Cu	Zn	Ca
T1	20		2							8
T2	9	3	3	3	0,1	0,1	0,05	0,03	0,02	

T1: Motivaror Impulso Facyt; T2: Motivador Vegetal Facyt. N: nitrógeno; P: fósforo; K: potasio; S: azufre; B: boro; Fe: hierro; Mn: manganeso; Cu: cobre; Zn: zinc; Ca: calcio.

La variedad del cultivo de algodón utilizada fue NuOpal BG/RR (semilla ácido deslintada y tratada con Carbendazin y Thiram) resistente al glifosato y al complejo de capulleras y orugas defoliadoras. El ensayo fue sembrado el 11 de diciembre de 2015 y cosechado el 31 de mayo de 2016.

.

Determinaciones

A los 108 DDS (apertura de 1° capullo) se cortaron 2 submuestras de plantas de medio metro lineal cada una por parcela y se separó por órganos: hoja, peciolo, tallo, fruto. Luego se llevó a estufa a 60 °C hasta peso constante, determinándose la biomasa seca de estos órganos.

A madurez de cultivo (172 DDS) se cosecharon manualmente 2 surcos de 8 m lineales por parcela y se determinó el rendimiento final de fibra bruta. De las muestras cosechadas por parcela se separaron en 3 submuestras de 300 g y se desmoto mediante una microdesmotadora eléctrica, determinándose la relación fibra-semilla o % al desmote. De las muestras desmotadas se contó 3 submuestras de 100 semillas y se pesó obteniéndose el peso de 100 semillas. A la siembra se tomaron muestras de suelo para determinar la fertilidad química.

El I.C (índice de cosecha) se determinó entre la relación del rendimiento de fibra y la biomasa total seca a los 108 DDS.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La máxima acumulación de materia seca aérea de plantas de algodón se produce entre los 98 a 120 DDS, según el tipo de manejo, fertilidad y clima prevaleciente durante el cultivo. La materia seca del fruto, a los 108 DDS no se diferenció significativamente entre los tratamientos, sin embargo los fertilizantes foliares presentaron los mayores pesos (Tabla 3). La biomasa seca de tallos tampoco ofreció diferencia significativa entre los tratamientos a esa misma fecha de extracción (Tabla 3).

Tabla 3. *p*-valor, DMS para las medias de tratamientos de las variables en peso seco de los frutos, tallos y plantas en kg ha^{-1}, obtenidas a los 108 DDS.

	Promedio por tratamiento			
Tratamiento	Fruto	Tallo	Planta	
T0	2918	5848	9977	a
T1	3153	5913	11242	a
T2	3431	7072	14675	b
DMS	1530	1908	3351	
p-valor	0,77 NS	0,33 NS	0,02 *	

La materia seca total de las plantas presentó diferencia significativa entre los tratamientos ($p \leq 0,05$). El tratamiento T2 acumulo la mayor biomasa total con 14.674 kg ha^{-1}, diferenciándose significativamente del T1 que produjo un 80 %, mientras el T0 el 65% del T2 (Tabla 3). Gomez *et al*. (2017a) en un ensayo de fertilización realizada a los 60 DDS, con 100 kg de N ha^{-1} en forma de Urea, obtuvieron 7.500 kg ha^{-1} de materia seca total de plantas, aproximadamente a la misma fecha de muestreo.

A los 108 DDS el cultivo transitó el periodo de máxima acumulación de biomasa, donde las hojas maduras del sector inferior de la planta comienzan a caer al suelo luego de retraslocar los nutrientes al fruto (Craig 2002). Según la condición nutricional de la hoja esta podría tener una madurez prematura y su caída posterior ante una inadecuada nutrición, o sino una mayor persistencia en la planta con buenas condiciones nutricionales. Algunos de los factores que puede acelerar la caída prematura de las hojas puede ser, suelos con bajos contenidos de nutrientes, estrés por falta de agua y ataques severos de insectos entre otros. La figura 2 muestra la cantidad materia seca en hojas (108 DDS), presentando diferencia significativa ($p \leq 0,05$) y con los mayores pesos para los tratamientos fertilizados. El T2 y el T1 acumularon 3.100 y 2.500 kg ha^{-1} de materia seca en hojas respectivamente, diferenciándose del T0 que acumuló 1.426 kg ha^{-1}.

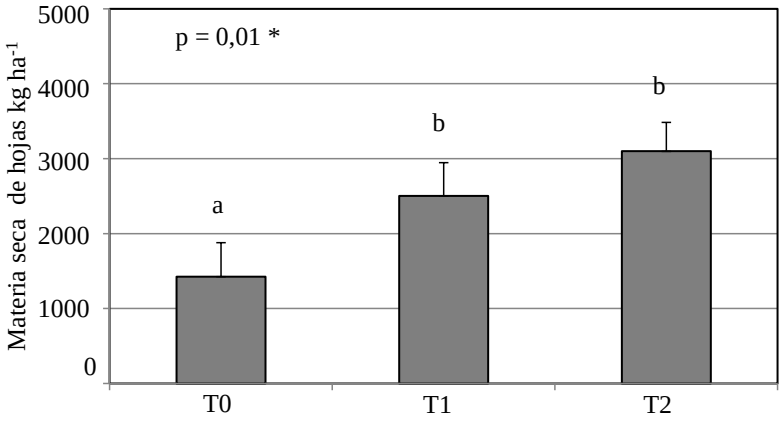


Figura 2. Efecto de los tratamientos sobre la materia seca de hojas kg ha^{-1} a los 108 DDS. T0: testigo; T1: Motivador Impulso Facyt; T2: Motivador Vegetal Facyt.

Craig 2002 encontró una relación estrecha entre acumulación de biomasa de hoja y la concentración de N en hojas, principalmente debido a la retraslocación de nutrientes. Cuando comienza la fructificación, a partir de los 60 DDS aproximadamente, las hojas retranslocan fotosintátos hacia los frutos, aumentando la demanda a medida que el fruto crece, y la actividad de las raíces empieza a declinar (Melgar 2011). Patterson *et al.* (1978) observaron que ante una baja disponibilidad de N en hoja y de carbohidratos puede llevar a un aborto del fruto.

El IC no presento diferencias significativa entre tratamientos, sin embargo el testigo (T0) presento una mayor partición hacia los destinos (Tabla 4). Gomez *et al.*, (2017a) obtuvieron valores de IC de 0,40 con mayores rendimientos y menores biomasa total. Las semillas y el porcentaje de desmote no presentaron diferencias entre los tratamientos. Estos valores son normales a lo que se maneja a campo, sin embargo Gomez *et al.*, (2017 a) en ensayos de fertilización con 100 kg de N ha^{-1}, obtuvieron valores al desmote del 40%, independientemente de la fertilización. .

Tabla 4. *p*-valor y medias de tratamientos para las variables de componentes de rendimiento: IC, peso de 100 semillas (g), y porcentaje al desmote.

	Variable de rendimiento		
Tratamiento	I.C	100 semillas	Desmote
T0	0,28	10,21	33,8
T1	0,22	10,13	33,6
T2	0,20	9,67	33,9
DMS	0,15	0,87	0,90
p-valor	0,62 NS	0,39 NS	0,76 NS

El rendimiento de fibra bruta no ofreció diferencias significativas ($p \leq 0,05$) entre los tratamientos (Figura 3). El T2 rindió 1.681 kg ha^{-1} de fibra bruta, mientras que el T1 produjo el 95 % y el T0 que no recibió fertilización un 82%.

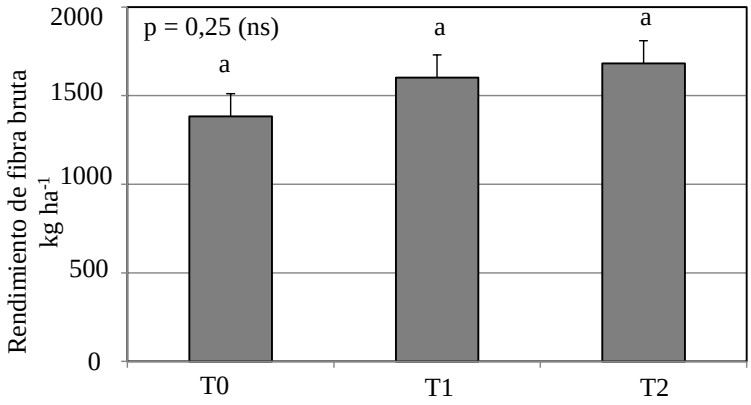


Figura 3. Efecto de los tratamientos de fertilizantes foliares sobre el rendimiento de algodón en bruto, expresado en kg ha^{-1}. T0: testigo; T1: Motivador Impulso Facyt; T2: Motivador Vegetal Facyt.

En INTA Saenz Peña (2013) obtuvieron un incremento del 10 % con fertilizantes foliares de similares características, mientras un ensayo donde se evaluó con una y dos aplicaciones de fertilizantes foliar incrementaron el rendimiento un 10% y un 20% respectivamente (Schmithalter, 2017). Mondino y Araujo (2011) observaron incrementos del 30 % con respecto al testigo.

La diferencia en 300 kg en rendimiento de fibra bruta entre el control y los fertilizados resultan en una ganancia monetaria significativa, ya que partió de un suelo pobre de fertilidad, y el costo de los fertilizantes foliares son bajos en relación a otros tipos de fertilizantes, pudiéndose emplear en combinaciones con insecticida y reguladores de crecimientos, con lo cual los costos aún son menores.

Entre las dos formulaciones de fertilizantes, el multinutrientes (T2: Motivador Vegetal Facyt) mostró una tendencia a incrementar la materia seca de plantas totales, también el de frutos y tallos, pero sin diferencia significativa.

CONCLUSION

Los tratamientos fertilizados presentaron entre un 15 a un 18% de incremento de rendimiento, no significativo, respecto del testigo sin fertilizar, según el tipo de formulación utilizada. La materia seca de los tallos, de los frutos, el Indice de Cosecha, peso de 100 semillas, el porcentaje al desmote no presentaron diferencias con respecto al control, ya que el fertilizante foliar tiene como efecto directo a las hojas, conservándose y retraslocando nutrientes por un mayor tiempo al fruto. Es necesario continuar investigando en prácticas de fertilización para mejorar la productividad del sistema en forma sustentable en estos ambientes del chaco semiárido con riego.

AGRADECIMIENTOS

A la Empresa FACYT I+D S.A, al laboratorio de suelos, agua y vegetales del INTA EEA Santiago del Estero y al Pret Centro del INTA Santiago del Estero.

BIBLIOGRAFÍA

- Bondada, BR; DM Oosterhuis & RJ Richard. 1997. Cotton Leaf Age, epicuticular Wax, and Nitrogen-15 Absorption. CSS .37: 807-811
- Cliff, S; DM Oosterhuis; D Howard & JS McConnell. 1998. Foliar Nitrogen and Potassium Fertilization of Cotton. News & View, Potash & Phosphate Institute (PPI) and the Potash & Phosphate Institute of Canada (PPIC). Midsouth June 1998
- Craig, CCJ .2002. Nitrogen use efficiency ofcotton following corn in rotation and foliar fertilization of cotton using leaf blade analysis. Tesis doctoral. Faculty of the Louisiana State University and Agricultural and Mechanical College. Louisiana, USA.
- Gomez, NA; EL Yñiguez; EA Azar; R, Sayago & M Molli. 2017 a. Respuesta a la fertilización nitrogenada y fosforada, aplicados en estados reproductivo del algodón, en la zona de riego de Santiago del Estero. 2° Congreso Internacional del Gran Chaco Americano: Territorio e Innovación. 4 y 5 de octubre de 2017, Nodo tecnológico, Santiago del Estero.

- Gomez, NA; E Romero; A Azar; J Cervetto & M Carrizo. 2017 b. fertilización nitrogenada en siembra y en floración y sus efectos sobre el crecimiento y rendimiento en algodón. 1° Congreso Internacional de Algodón. Roque Saenz Peña, Chaco. 27 de octubre de 2017.
- INTA Saenz Peña. 2013. Evaluar el comportamiento de los fertilizantes foliares Motivador Vegetal Facyt y Motivador Impulso Facyt sobre el rendimiento y calidad de fibra en algodón. Boletín técnico. EEA Saenz Peña, Chaco. sec-direccion@chaco.inta.gov.ar
- Melgar, R. 2005. Aplicación Foliar de Micronutrientes. http://agrolluvia.com/wp-content/uploads/2010/05/Aplicaci%C3%B3n-Foliar-de-Micronutrientes-Art%C3%ADculos.pdf. 02-10-2014
- Melgar, R. 2011. Fertilización del algodón. Uso complementario de aplicación Foliar de nutrientes. Fertilizar. Asociación civil. Nro 18, enero 2011.
- Mondino, MH & L Aarujo. 2011. Fertilizacion foliar con nitrato de potasio para mejorar la cantidad y calidad de fibra del algodón en surcos estrechos a 0,52 m. 8º Congresso Brasileiro de Algodão & I Cotton Expo 2011, São Paulo, Pag.: 1863-1871
- Patterson, LL; DR Buxton & RE Briggs. 1978. Fruiting in Cotton as Affected by Controlled Boll Set. ASA 70: 118-122
- Schmithalter N. 2017. Evaluación de la incidencia de la utilización de nitrógeno foliar de liberación controlada en la productividad del algodón. Boletín técnico. http://www.amauta.ag/admin/public/documents/uploads/ensayos/57.pdf. 30-01-2017

C3P43. VALORIZACION INICIAL DE ESTRATEGIAS DE FERTILIZACION EN LA REGION PAMPEANA

Grasso, Andrés A.[1] y Diaz-Zorita, Martin[2]

[1]Fertilizar AC, B. Mitre 1332 4° P, Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. grasso@fertilizar.org.ar
[2]Desarrollo de Tecnologías en Monsanto, Parque Industrial Pilar, Calle 10 N°753, Pilar, Buenos Aires, Argentina. martin.diaz.zorita@monsanto.com

RESUMEN

Las estrategias para el manejo de la nutrición de los cultivos en sistemas agrícolas argentinos son variadas conduciendo a diversidad de resultados tanto en producción como sobre los suelos. Si bien abundan los estudios que describen aportes individuales o en secuencias de cultivos de la aplicación de fertilizantes, son limitados los resultados que comparan entre planteos de manejo de la nutrición. La implementación de modelos de recomendación regionales o de nutrición balanceada con respecto a prácticas frecuentes de fertilización incrementaría la producción de cultivos y la eficiencia de uso de los nutrientes aplicados. El objetivo es cuantificar las diferencias en producción agrícola según planteos contrastantes de manejo de la nutrición en condiciones agrícolas representativos de la región pampeana. Se analizaron los rendimientos de cultivos agrícolas sobre 8 estudios donde se establecieron cuatro tratamientos: i) sin fertilización, ii) fertilización promedio aplicada en la región, iii) fertilización promedio recomendada y iv) fertilización balanceada. En todos los casos los planteos de fertilización mostraron mayores rendimientos que el control sin aplicación de nutrientes con diferencias entre el 5% y el 53% según los cultivos considerados. La implementación de estrategias recomendadas o de nutrición balanceada también incrementaron la producción en todos los cultivos con respecto a la práctica aplicada con frecuencia en la región. En maíz y en soja esta mejora se relacionó con aumentos en la eficiencia de uso del N y del P aplicados. La implementación de prácticas recomendadas de fertilización en sistemas de producción pampeanos es una herramienta para reducir la brecha productiva alcanzable en la región.

Palabras claves: Sistemas agrícolas de secano, nutrición balanceada, producción de cultivos

INTRODUCCION

Las estrategias para el manejo de la nutrición de los cultivos en sistemas agrícolas argentinos son variadas conduciendo a diversidad de resultados tanto en producción como sobre los suelos. Si bien abundan los estudios que describen aportes individuales o en secuencias de cultivos de la aplicación de fertilizantes, son limitados los resultados que comparan entre planteos de manejo de la nutrición. Algunos de estos estudios describen los efectos acumulados en el tiempo de la aplicación de prácticas individuales tales como la fertilización validando la implementación de estrategias de manejo bajo criterios de reposición y enriquecimiento (Barraco *et al.*, 2014; Correndo *et al.*, 2015).

A partir de los análisis de brechas productivas y otros estudios, se describen oportunidades de mejora en la producción agrícola pampeana, entre las que se describe el manejo eficiente de la nutrición de cultivos. El manejo de la nutrición de los cultivos y su implementación reiterada afecta no sólo los niveles de fertilidad de los suelos sino, genera una brecha de rendimientos entre los diferentes planteos (Grasso & Zorita *et al.*, 2016). La combinación de prácticas puede mejorar la eficiencia de uso de recursos en secuencias aun cuando la cantidad de insumos aplicados se incrementa (Caviglia *et al.*, 2017).

La implementación de modelos de recomendación regionales o de nutrición balanceada con respecto a prácticas frecuentes de fertilización incrementaría la producción de cultivos y la eficiencia de uso de los nutrientes aplicados. El objetivo es cuantificar las diferencias en producción agrícola según planteos contrastantes de manejo de la nutrición en condiciones agrícolas representativos de la región pampeana.

MATERIALES Y MÉTODOS

Durante la campaña agrícola 2016/2017 se establecieron módulos de evaluación de larga duración en condiciones de producción representativas de sistemas agrícolas pampeanos (Tabla 1). En todos los casos el manejo de los cultivos es bajo prácticas de labranza cero con control químico de malezas y aplicación de prácticas frecuentes de manejo de cultivos de alta producción adaptadas regionalmente (i.e. genotipos, control de plagas y enfermedades, etc.). En cada sitio se establecieron cuatro tratamientos de manejo de la nutrición de los cultivos: i) sin fertilización, ii) fertilización promedio

aplicada en la región, iii) fertilización promedio recomendada y iv) fertilización balanceada. La dosis promedio de uso en cada región se estimó a partir de la información de encuestas a 1.200 productores y técnicos en la región pampeana coordinada por Fertilizar AC durante la campaña 2015/2016 (Fertilizar AC, 2017). El tratamiento de fertilización recomendada promedio se estableció para cada sitio considerando resultados de análisis de suelos y expectativas de productividad media regional según información local provista por referentes locales responsables de la conducción de los estudios. La fertilización para la nutrición balanceada de altos rendimientos se estimó según los mayores rendimientos alcanzables en cada región y considerando las demandas de NPS y Zn para tal propósito (Tabla 2). En todos los casos, las semillas sembradas de soja fueron inoculados en el momento de la siembra con productos comerciales para evitar limitaciones nitrogenadas en su normal crecimiento y producción.

Tabla 1: Localización y caracterización de los sitios experimentales.

			Propiedades edáficas			
			0-20 cm (mg kg^{-1})			0 – 40 cm
Localidad (provincia)	Cultivo	Antecesor	Pe (mg kg^{-1})	Zn (mg kg^{-1})	SSO4 (mg kg^{-1})	NNO3 (kg ha^{-1})
Pergamino (Buenos Aires)	Maíz	Soja	14	0,79	8	90
Nogoyá (Entre Rios)	Soja	Maíz	9,3	0,96	6,9	-
M. Juárez (Córdoba)	Soja 2°	Trigo	11	-	2,2	-
Río Cuarto (Córdoba)	Maíz	Soja	22,9	0,82	8,2	27
Tres Arroyos (Bueno Aires)	Soja	Trigo/Soja	10,7	-	-	-
25 de Mayo (Buenos Aires)	Cebada/Maíz	Trigo/Soja	8,4	0,92	5,8	42
25 de Mayo (Buenos Aires)	Trigo/Soja	Soja	8,9	0,86	4,9	47
25 de Mayo (Buenos Aires)	Maíz	Soja	10,6	0,94	6,4	62

Tabla 2: Rangos aplicados de nutrientes según cuatro estrategias para la fertilización cultivos en la región pampeana en 8 sitios de experimentación. En el caso de fertilización con N se muestran los rangos aplicados en cultivos de cereales.

	Nutriente aplicado (kg ha^{-1})			
Tratamiento	N	P	S	Zn
Control sin fertilizar	0	0	0	0
Fertilización promedio aplicada regionalmente	38 a 65	7 a 18	0	0
Fertilización recomendada promedio	46 a 70	7 a 20	6 a 18	0
Fertilización para nutrición balanceada de alta producción	100 a 170	17 a 40	12 a 26	1,5

En cada sitio, los tratamientos se dispusieron en franjas de al menos 20 m de ancho y 100 m de longitud empleando equipos convencionales de siembra y conducción de los cultivos con cosecha mecánica en estadios de madurez comercial de los cultivos. Los resultados se analizaron considerando cada sitio como una repetición y comparación entre los promedios de los rendimientos, respuestas relativas sobre el tratamiento de fertilización frecuente y la eficiencia de uso del N aplicado en cereales y del P según parámetros estadísticos descriptivos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los rendimientos de cebada sin fertilización alcanzaron los 3.489 Kg/ha, la mejora en los rendimientos por el manejo de la nutrición alcanzó 6.784 kg/ha, una mejora del 95% con planteos de alta producción. En trigo, los rendimientos variaron entre 4.290 y 5.729 kg/ha, las mejoras fueron de un 34%. El cultivo de maíz tuvo mejoras de 37% en los rendimientos que fueron de 9.417 a 12.790 kg/ha. En el Maíz de 2° sembrado luego del trigo, las mejoras fueron superiores que en la siembra de primera, con valores de 2.520 a 6.520 kg/ha entre los diferentes manejos, 160% de aumento. En soja, con rendimientos de 3.523 a 4.218 kg/ha las mejoras fueron de un 20%. Y en el cultivo de soja de 2° con antecesor trigo, las mejoras de un 23% llevaron los rendimiento de 2.255 a 2.746 kg/ha (Tabla 3).

Tabla 3: Rendimientos promedios en kg/ha para todos los cultivos según el manejo de la nutrición

Tratamiento	Cebada	Trigo	Maíz	Maíz (2°)	Soja	Soja (2°)
Control sin fertilizar	3.489,33	4.290,00	9.417,00	2.520,50	3.532,08	2.255,92
Fertilización promedio aplicada regionalmente	5.038,67	5.518,00	10.715,86	4.417,50	3.579,13	2.223,60
Fertilización recomendada promedio	5.402,33	5.265,00	11.788,43	6.467,25	3.811,98	2.389,52
Fertilización para nutrición balanceada de alta producción	6.784,00	5.729,00	12.790,86	6.520,75	4.218,13	2.746,77

En promedio, la aplicación de fertilizantes mostró mayores rendimientos que la ausencia de la práctica con aportes de entre 10 y 160% con diferencias tanto entre cultivos como entre tratamientos mejorados de manejo de la nutrición. Entre los tratamientos de fertilización, la aplicación de las recomendaciones para producción promedio regional mostraron aumentos de entre el 5 y 50% de los rendimientos (Figura 1). Estas mejoras fueron también mayores al aplicar estrategias de nutrición balanceada para alta producción. En el caso de cultivos de maíz de segunda, sembrados sobre antecesor trigo, la diferencia entre las recomendaciones promedio y de alta producción fueron de menor magnitud, aunque mostraron las mayores brechas de mejora entre la condición de uso actual de nutrientes y las mejoradas.

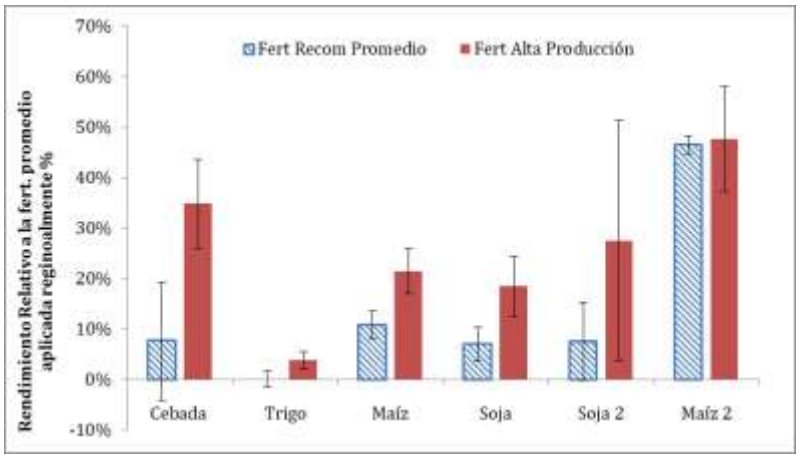


Figura 1: Porcentaje de mejora en la producción media de cultivos en la región pampeana según estrategias mejoradas de fertilización. Las barras en cada columna indican el error estándar de la media.

La eficiencia en el uso del N aplicado para la producción de cereales mostró diferencias según los cultivos considerados. En el caso de trigo y de cebada al intensificarse la aplicación de fertilizantes con aumentos en las dosis de nitrógeno las mejoras en producción fueron menos que proporcionales reduciendo la eficiencia de uso (Figura 2). En cambio, en el caso de maíz, tanto cuando se sembró como primer cultivo como de segunda sobre antecesor trigo, al implementar estrategias recomendadas de fertilización donde se incrementó la aplicación de nitrógeno la eficiencia de uso del nutriente aumentó (Figura 2). Situación similar se describió en cultivos de soja en cuanto al uso del fósforo donde la intensificación productiva recomendada para cada región se acompañó con aumentos en la eficiencia del nutriente tanto en cultivos de siembra de primera como de segunda sobre trigo (Figura 2).

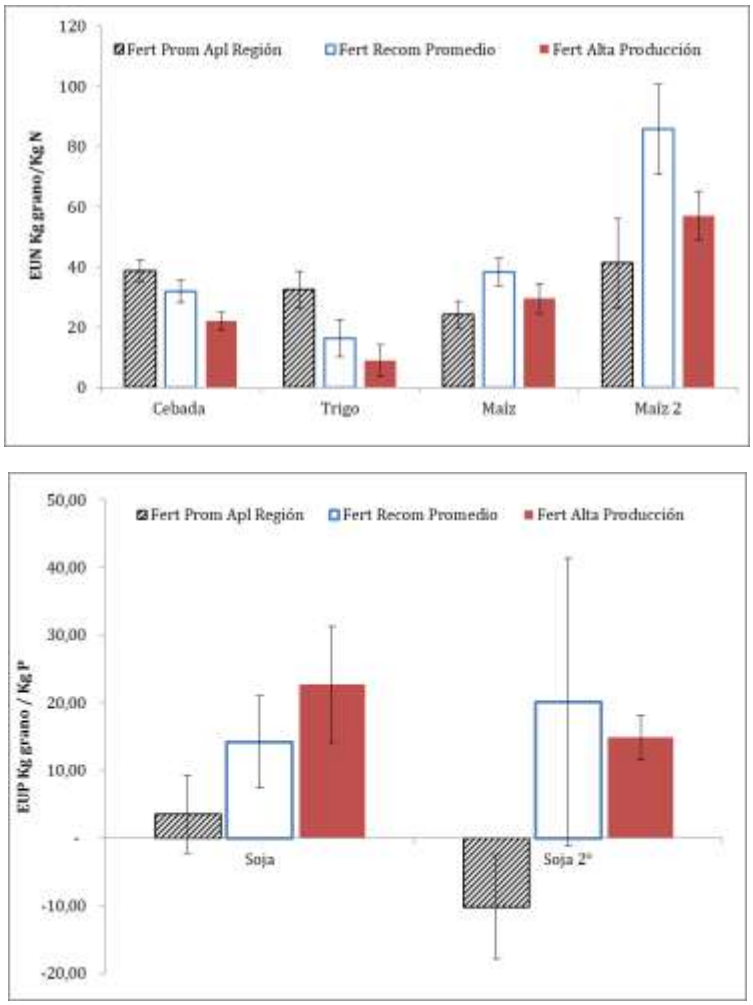


Figura 2. Eficiencia del uso del nitrógeno (EUN) del fosforo (EUP) según estrategias de fertilización en la región pampeana. Las barras en cada columna indican el error estándar de la media

CONCLUSIONES

En condiciones de producción representativas de la región pampeana se validaron mejoras en los rendimientos de los cultivos al implementar estrategias de fertilización recomendadas o de nutrición balanceada con respecto a la aplicación actual de esta práctica. Los rangos de mejora y su relación con la eficiencia en uso de los nutrientes aplicados varía según cultivos y planteos de nutrición. Estudios en desarrollo integran el efecto del sistema productivo en las prácticas de nutrición.

AGRADECIMIENTOS

A Fertilizar AC y su comité técnico por el financiamiento de los estudios y los aportes en su diseño y discusión de los resultados. A los Ing.Agr. Luis Ventimiglia (INTA 9 de Julio), Gustavo Ferraris (INTA Pergamino), Gabriel Esposito (UNRC), Cesar Quintero (UNER) y Martín Zamora (CHEI Barrow), por la instalación, conducción y discusión de los estudios.

BIBLIOGRAFÍA

- Barraco, M., M. Díaz-Zorita, C. Justo & A. Lardone. 2014. ¿Fertilización fosfatada por suficiencia o mantenimiento en secuencias agrícolas de la pampa arenosa? En: Actas del XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo - II Reunión Nacional "Materia Orgánica y Sustancias Húmicas". Producción sustentable en ambientes frágiles. AACS (ed.), Bahía Blanca, Bs. As., 5-9 mayo. 2014. AACS. Argentina.

- Caviglia, O. 2017. Uso de recursos en diferentes sistemas de producción con énfasis en la pampa húmeda Argentina. III Workshop Internacional de Ecofisiología de cultivos, Mar del Plata (BA, Argentina), 28-29 de septiembre del 2017. http://www.ecofisiovegetal.com.ar/presentaciones/09.-%20CAVIGLIA%20-%20III%20Workshop%20Ecofisiolog+%C2%A1a%20Vegetal%20-%202017.pdf (fecha de consulta: 14 de marzo del 2018).
- Correndo AA, M Boxler & FO García. 2015. Análisis económico del manejo de la fertilización con enfoque en el largo plazo. Cienc. Suelo (Argentina) 33:197-212.
- Díaz-Zorita M & A Grasso. 2016. Fertilización intensificada de planteos agrícolas. XXIV Congreso Anual AAPRESID. Del 3 a 5 Agosto de 2016, Rosario, Santa Fe.
- Fertilizar AC. 2017. Detalle de consumo de fertilizantes - Extensivos. http://www.fertilizar.org.ar/?page_id=468. (fecha de consulta: 14 de marzo del 2018).

C3P44. ALTERNATIVAS PARA INCREMENTAR LA SUSTENTABILIDAD EN SECUENCIAS BASADAS EN EL CULTIVO DE SOJA

Gudelj, VJ.; OE Gudelj; MB Conde; CA Lorenzon; PS Vallone; CM Galarza
INTA EEA Marcos Juárez, Córdoba, Argentina. E-mail: gudelj.vicente@inta.gob.ar

RESUMEN
El monocultivo de soja y la baja reposición de nutrientes es un problema para la sustentabilidad de los suelos en Argentina. Una posible solución a esta problemática seria utilizar gramíneas como cultivos de coberturas previo a la implantación de la soja y aumentar los niveles de fertilización. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la utilización de Triticale (*Tritico secale*) como cultivo de cobertura previo a soja y la fertilización con nitrógeno, fosforo y azufre (NPS) sobre el rendimiento de la soja y algunas propiedades físicas del suelo. Durante el periodo 2006-2016 se condujo un experimento en la EEA INTA Marcos Juárez donde se evaluaron los siguientes tratamientos: 1) Soja sin fertilización (S s/f); 2) Soja con fertilización de reposición de P y S (S c/f P y S); 3) Cultivo de cobertura/Soja ambos sin fertilización (CC/S s/f); 4) Cultivo de cobertura /Soja con fertilización de P y S (CC/ S c/f P y S); 5) Cultivo de cobertura fertilizado con N / Soja con fertilización de reposición de P y S. (CC c/f N -S c/f P y S) y 6) Cultivo de cobertura fertilizado con N/ Soja con reposición de P y S, en secuencia de 3 años con Maíz y Trigo /Soja con NPS (SEC). El análisis estadístico se realizó utilizando modelos lineales mixtos, teniendo en cuenta los efectos de tratamientos, año y la interacción. Se compararon las medias de los tratamientos con el test LSD de Fisher (5%). En los años sin influencia de napas freáticas los cultivos de cobertura fertilizados con NPS tuvieron una incidencia negativa en el rendimiento de la soja cuando las precipitaciones de los meses de diciembre, enero y febrero fueron escasas. En los años con influencia de napas se insinuó un mejor comportamiento de los tratamientos con cobertura respecto de los sin cobertura. La fertilización no incidió sobre los rendimientos e incluso la aplicación de N no deprimió el rendimiento de soja. En dos de los once años de estudio la soja en una secuencia con gramíneas se diferenció positivamente de todos los demás tratamientos. La utilización de cultivos cobertura no tuvo un efecto positivo sobre la densificación del suelo, e incluso a partir de la profundidad 10-15cm se observó un incremento de la misma. Los cultivos de cobertura mejoraron la estabilidad estructural del suelo. Si bien los cultivos de cobertura pueden aportar significativamente en el uso y manejo del suelo es necesario para definir su utilización valerse de los pronósticos climáticos a largo plazo.

Palabras clave: soja, cultivo de cobertura, sostenibilidad

INTRODUCCIÓN

La superficie implantada con soja (*Glycine max L. Merr.*) creció significativamente en Argentina, tanto por la incorporación de nuevas áreas como por aumento del monocultivo, lo que lleva a un balance negativo de carbono (C) con el consiguiente deterioro en la calidad del suelo. Las secuencias de cultivos que incluyen gramíneas y leguminosas permiten aportar altas cantidades de C que puede ser mayor aun cuando los mismos se fertilizan. Además del incremento en el aporte de C, las secuencias de cultivos adecuadas permiten un mejor control de plagas, malezas y enfermedades. Con todo es posible preservar las condiciones físicas y químicas del suelo y a su vez obtener mejores rendimientos que cuando se utiliza monocultivo. Estudios realizados en INTA Marcos Juárez indicaron que el rendimiento de soja puede aumentarse hasta un 10 % y el maíz hasta un 37 % cuando ambos cultivos se realizan en rotación comparada con el sistema de monocultivo (Lattanzi 1989). En este mismo experimento si bien superficialmente hubo una tendencia a tener menor densidad aparente (DA) en las secuencias que tenían trigo respecto del monocultivo de soja, estas diferencias no fueron significativas, a mayor profundidad no hubo diferencia entre secuencias evaluadas y en todas las profundidades los valores medidos siempre estuvieron por debajo del punto crítico para esta variable en este tipo de suelo, Argiudol típico. No ocurrió lo mismo con la estabilidad estructural (EE) donde el mejor efecto sobre esta variable lo produjo la secuencia trigo/soja y el peor el monocultivo de soja, surgiendo esta secuencia como la más degradativa de todas (Gudelj, O y Masiero, B. 2001). Si bien se han hecho ingentes esfuerzos para difundir secuencias adecuadas de cultivos que aporten cantidades necesarias de C, que junto con otras prácticas de manejo hagan sustentable el sistema, la superficie con monocultivo de soja sigue siendo alta. En cuanto a la reposición de nutrientes en la campaña 2010/11, por ejemplo, se extrajeron 3.93 millones de toneladas de nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), azufre (S) y calcio (Ca), siendo la reposición de 1,36 millones de toneladas, lo que representa un 34,6 % de reposición (Cruzate y Casas 2012). Los balances negativos reducen la cantidad y disponibilidad de nutrientes en los suelos afectando su calidad (fertilidad), el rendimiento de los cultivos y la sustentabilidad de los sistemas de producción (Garcia y Gonzalez San Juan 2010). En este contexto, se plantea como desafío el desarrollo de prácticas que atenúen o reviertan el impacto negativo de la práctica del monocultivo, debido a lo extractivo que resulta y a la baja cantidad de C que aportan sus residuos. Experimentos con

avena en el área de Pergamino indicaron un importante aporte de materia seca y mejoraron la eficiencia en la captación del agua de lluvia de primavera respecto de barbechos limpios (Cordone et al., 1986). Trabajos conducidos en Illinois han demostrado que los cultivos de cobertura pueden mantener y aumentar la materia orgánica del suelo (MO) y de esta manera mejorar la calidad física de los suelos (Bollero, 2005). La estrategia de reposición de nutrientes fundamentalmente con N, P y S se viene experimentando en los sistemas agrícolas de nuestro país desde fines de 1990, con la finalidad de mantener las reservas de nutrientes en el suelo contribuyendo a la sustentabilidad (Gudelj et al. 2004 y 2006). La estrategia en secuencias basadas en el cultivo de soja seria utilizar gramíneas como cultivos de cobertura que aporten materia seca, que mantengan raíces vivas hasta supresión de su crecimiento previo a la siembra de la soja y que mediante la captura de nutrientes eviten las pérdidas por lixiviación de los mismos, los cuales podrían ser utilizados por el cultivo siguiente; y además incrementar la fertilización cuando se hace soja en forma continua, de modo de mejorar el balance de C y otros nutrientes como N, P y S. El P y el S son nutrientes necesarios de reponer dada la alta extracción del cultivo de soja, en tanto que el N requiere una consideración especial. Por una parte, considerando valores medios de fijación simbiótica y extracción de N en los granos de soja, su balance es muy deficitario, pero por otra parte, las experiencias de fertilización nitrogenada conducidas en la región pampeana en sitios con más de dos o más años de cultivo previo con soja, no tuvieron efecto sobre los rendimientos cuando se aplicó el N a la siembra, ni cuando la aplicación se realizó en el periodo reproductivo, e incluso, en la literatura internacional se han determinado efectos negativos sobre la nodulación con aplicaciones de N en el momento de siembra de la soja (Gutierrez Boem, 2005). Estos antecedentes sugieren la inconveniencia de plantear aplicaciones de N al cultivo de soja como medida para revertir el balance negativo de este elemento en el monocultivo. Una alternativa sería aplicarlo en el cultivo de cobertura antecesor de manera que sea liberado-ciclado en la soja siguiente. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la utilización de Triticale (*Tritico secale*) como cultivo de cobertura previo a soja y la fertilización con NPS sobre el rendimiento de la soja y algunas propiedades físicas del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento de larga duración se conduce en la EEA INTA Marcos Juárez, suelo Argiudol típico de la serie homónima de textura superficial franco-limosa con 25,1% de arcilla; 68,9% de limo; 5,4% de arena muy fina y 0,6% de arena fina (INTA, 1978). Al inicio de la experiencia, el sitio tenía más de 30 años de agricultura continua, 2,54 % de MO, 27 $mg.kg^{-1}$ de P extractable (Pe), 5 $mg.kg^{-1}$ de S-SO_4 y pH 6, de 0- 20 cm de profundidad. El diseño experimental utilizado fue de bloques completo aleatorizado con tres repeticiones, unidad experimental (9,40 m x 30m). Los tratamientos que se evaluaron fueron los siguientes: 1) Soja sin fertilización (S s/f); 2) Soja con fertilización de reposición de P y S (S c/f P y S); 3) Cultivo de cobertura/Soja ambos sin fertilización (CC/S s/f); 4) Cultivo de cobertura /Soja con fertilización de P y S (CC/ S c/f P y S); 5) Cultivo de cobertura fertilizado con N / Soja con fertilización de reposición de P y S. (CC c/fN -S c/f P y S) y 6) Cultivo de cobertura fertilizado con N/ Soja con reposición de P y S en secuencia de 3 años con Maíz y Trigo /Soja con NPS (SEC). A continuación se describe el tratamiento 6, en el cual todos los cultivos se repiten cada año: 6a-Maíz con fertilización P y S (reposición) y 130 kg N; 6b-Trigo/Soja con fertilización P y S (reposición) y 100 kg N y 6c-Cultivo de cobertura fertilizado con 80 kg de N/Soja con fertilización de reposición con P y S. La determinación de la dosis de reposición se realizó en función de un rendimiento objetivo definido para cada cultivo, 12, 5, 3,2 y 4 $t.ha^{-1}$ de maíz, trigo, soja de segunda y soja de primera, respectivamente. En soja de primera el P y el S se aplicaron en el momento de la siembra del cultivo y en el tratamiento que se empleó N la aplicación se realizó al momento de la siembra del cultivo de cobertura antecesor. En trigo/soja todo el fertilizante fue aplicado en el momento de la siembra del trigo. En maíz el P y el S se aplicaron en el momento de la siembra y el N en el estado de V6 del cultivo. El estudio que se presenta comprende el periodo entre los ciclos 2006/7 y 2016/17. Para la determinación de rendimientos se cosecharon los tres surcos centrales de cada tratamientos (15,75 m^2). Los muestreos para las mediciones de física del suelo se realizaron todos los años en el mes de junio, con un contenido de humedad de suelo cercano a capacidad de campo. Para la determinación de la EE se extrajeron 9 muestras (0-10 cm) por tratamiento y se estimó la EE de los agregados mediante el cambio en el diámetro medio ponderado (CDMP) expresado en milímetros, método que integra agregados comprendidos entre 2 y 8 mm de diámetro y evalúa la estabilidad ante el impacto de la gota de lluvia y el movimiento del agua (De Boodt & De Leenheer, 1967). Se obtuvo el índice de estabilidad relativo (IER) en porcentaje relacionando el CDMP de cada situación estudiada con el de un suelo de referencia cercano al sitio del ensayo (CDMP = 0.35 mm), considerando que cuanto mayor el IER mejor la EE. La DA se midió por el método del doble cilindro de volumen conocido (Blake & Hartge, 1986) utilizando un sistema hidráulico. Se extrajeron 6 muestras por tratamiento y las profundidades medidas fueron: 0-5; 5-10; 10-15; 15-20 y 20-25 cm. Para el análisis de los resultados de todas las variables presentadas en este trabajo se utilizaron modelos lineales mixtos, teniendo en cuenta los efectos de tratamientos, año y la interacción. Se compararon las medias de los tratamientos con el test LSD de Fisher (5%).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la figura 1 se puede observar el rendimiento obtenido por el cultivo de soja de primera con cada alternativa de manejo para cada ciclo durante el periodo en estudio. El análisis estadístico detectó que hubo interacción de ciclo x tratamientos, donde en alguno de los primeros años, ciclos 2007/8 y 2008/9 no hubo diferencia entre tratamientos al igual que en los ciclos 2015/16 y 2016/17. En la tabla 1 se muestran los ciclos donde ocurrió dicha interacción. En el ciclo 2009-10 ocurrió una epifitia de mancha ojo de rana (Cercospora sojina) que deprimió el rendimiento de todos los tratamientos, aunque se destaca el tratamiento cultivo de cobertura/soja con fertilización de P y S que tuvo un rendimiento significativamente mejor que el tratamiento soja sin fertilización. Si se observa la figura 1 se puede decir que las napas freáticas comenzaron a tener incidencia a partir del ciclo 2013/14 en la que se ubica a menos de 2 metros de profundidad y desde donde las raíces pudieron haber llegado a tomar agua. Anteriormente en algunos ciclos, especialmente en el ciclo 2011/12, sin influencia freática y con escasa precipitaciones en diciembre, enero y febrero los tratamientos con cobertura fertilizados tienen los más bajos rendimientos e incluso el tratamiento SEC tiene un rendimiento significativamente inferior a la mayoría de los demás. Esto sugiere el inconveniente que podría tener el uso de coberturas en años con menores precipitaciones y cuando no tenemos el beneficio de la napa freática. Una posibilidad para evitarlo sería suprimir el crecimiento de la cobertura más temprano en años en que se pronostiquen como más secos.

Tabla1: Rendimiento promedio de soja de primera (años en los que se marcaron diferencias significativas entre los tratamientos) periodo 2006-2016. S s/f: soja sin fertilizar; S c/f PS: Soja con fertilización de reposición de P y S; CC/S s/f: cultivo de cobertura/soja ambos sin fertilizar; CC/ S c/f PS: Cultivo de cobertura /Soja con fertilización de reposición P y S; CCc/f N- S c/f PS; Cultivo de cobertura fertilizado con N / Soja con fertilización de reposición de P y S; SEC: Cultivo de cobertura fertilizado con N/ Soja con reposición de P y S en secuencia de 3 años con Maíz y Trigo /Soja con NPS.

Ciclo / TRAT	2006/7	2009/10	2010/11	2011/12	2012/13	2013/14	2014/5
				kg.ha^{-1}			
S s/f	4210 a	2368b	4207b	3076ab	3520a	3597cd	3277cd
S c/f PS	3906 ab	2557ab	4194b	3118a	3516a	3487d	3249d
CC/S s/f	3896 ab	2705ab	4187b	3073ab	3455a	3992ab	3611bc
CC/ S c/f PS	3763 b	2828a	4268b	2933ab	3111b	4214a	3732b
CCc/fN-S c/fPS	3686 b	2566ab	4084b	2738bc	3338ab	3927abc	3590bc
SEC	3644 b	2667ab	4887a	2515c	3209ab	3802bcd	4338a

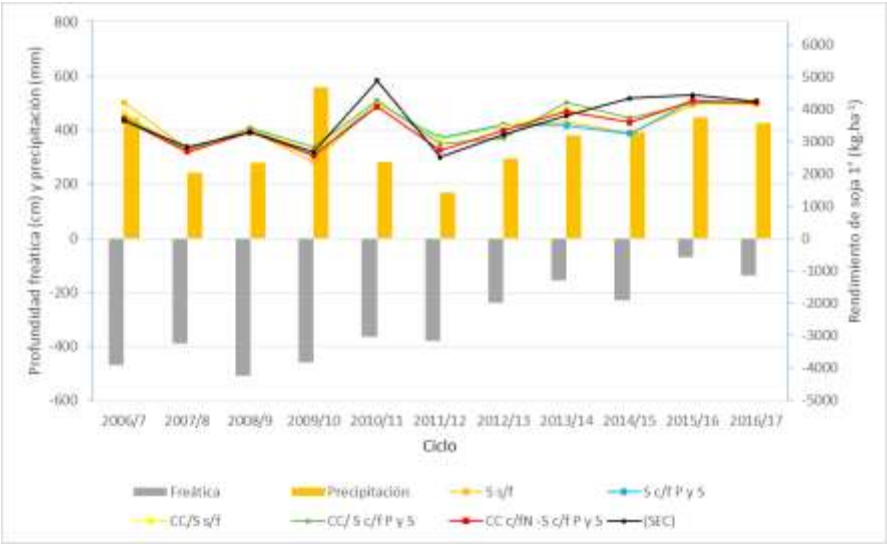


Figura 1: Rendimiento promedio soja de primera periodo 2006-2016, profundidad de freática (promedio diciembre, enero y febrero) y precipitaciones (suma: diciembre, enero y febrero) en cada ciclo. S s/f: soja sin fertilizar; S c/f PS: Soja con fertilización de reposición de P y S; CC/S s/f: cultivo de cobertura/soja ambos sin fertilizar; CC/ S c/f PS: Cultivo de cobertura /Soja con fertilización de reposición P y S; CC c/f N- S c/f PS; Cultivo de cobertura fertilizado con N / Soja con

fertilización de reposición de P y S; SEC: Cultivo de cobertura fertilizado con N/ Soja con reposición de P y S en secuencia de 3 años con Maíz y Trigo /Soja con NPS.

El rendimiento con los cultivos de la secuencia recomendada para el área (SEC) fue muy bueno, alcanzando en promedio de los 11 años de estudio 12749, 3925, 3208 y 3629 kg.ha^{-1}, para maíz, trigo, soja de 2° y soja de 1°, respectivamente. En la figura 2 y 3 se muestra un detalle de los rendimientos por ciclo donde puede observarse la variación interanual producto fundamentalmente de condiciones ambientales (precipitaciones y posición de la napa freática) donde es de destacar el bajo rendimiento del cultivo de trigo del año 2008 que debido a la severa sequía solo alcanzó 400 kg.ha^{-1}.

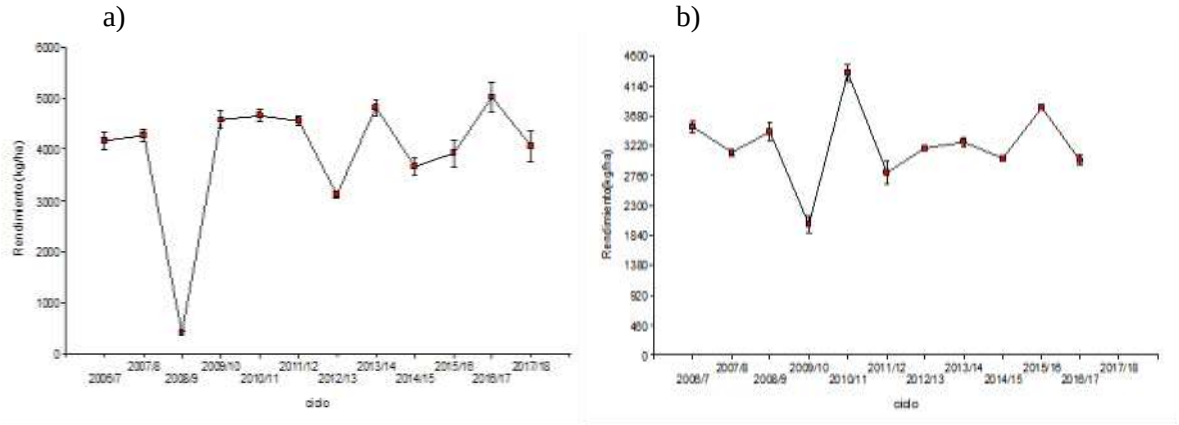


Figura 2: Rendimiento promedio cultivo de trigo (a) y soja de 2° (b), periodo 2006-2016 en el tratamiento SEC: Cultivo de cobertura fertilizado con N/ Soja con reposición de P y S en secuencia de 3 años con Maíz y Trigo /Soja con NPS.

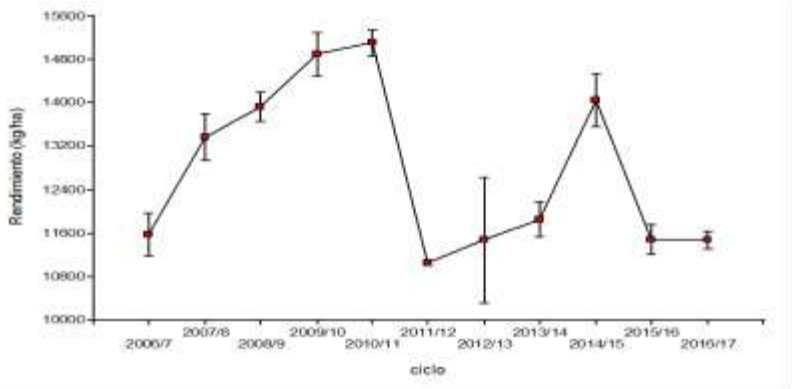


Figura 3: Rendimiento promedio del cultivo de maíz periodo 2006-2016 en el tratamiento SEC: Cultivo de cobertura fertilizado con N/ Soja con reposición de P y S en secuencia de 3 años con Maíz y Trigo /Soja con NPS.

Estabilidad Estructural

En la Figura 4 se puede apreciar la evolución de los valores de EE de los distintos tratamientos estudiados desde 2006 a 2016. En el inicio de la experiencia se obtuvo un índice (IER=20%) que caracterizó a la estructura del suelo estudiado como muy débil, esta condición no se modificó en 2009 con tres años de continuidad de los tratamientos (IER= 25%). Al sexto año de iniciado el ensayo (2012), se apreciaron diferencias significativas entre las situaciones con inclusión de CC en su secuencia que expresaron una mejor EE (IER 33-38%), respecto del tratamiento soja continua sin fertilización (IER = 21%). En el último año de medición (2016), los tratamientos con CC sostuvieron la mejora de la EE, en tanto que la situación en la que se realizó el cultivo de soja en forma continua y sin fertilización mantuvo siempre una EE débil a través de los años. La soja en secuencia con trigo, maíz y CC, y el CC en la secuencia soja continua manifestaron un efecto restaurador de la EE del suelo estudiado; y si bien no se alcanzaron a diferenciar estadísticamente, en el tratamiento que además contempla la fertilización del CC, se puede apreciar una tendencia a mejorar la EE respecto del CC sin fertilizar.

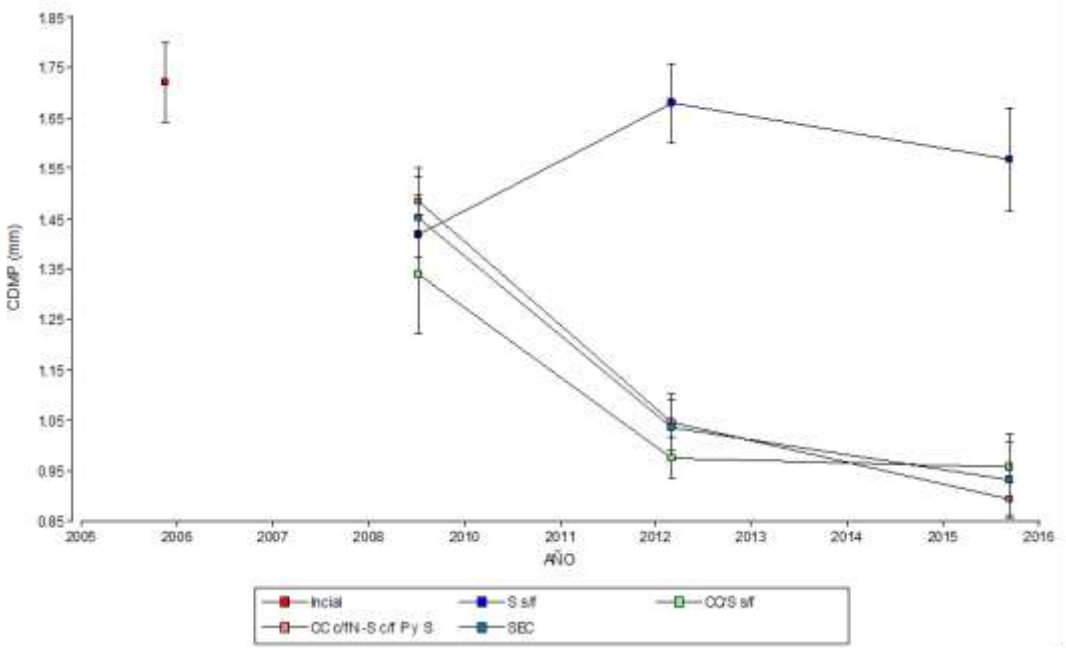


Figura 4: Evolución de la estabilidad estructural (2006-2016) para la profundidad 0-10cm.SEC: Cultivo de cobertura fertilizado con N/ Soja con reposición de P y S en secuencia de 3 años con Maíz y Trigo /Soja con NPS; CC/ S c/f P y S: Cultivo de cobertura /Soja con fertilización de P y S; CC/S s/f: Cultivo de cobertura/Soja – ambos sin fertilización y s/f: Soja sin fertilización.

Densidad Aparente

En la Tabla 2, se pueden apreciar los valores de DA promedio para los años 2012 y 2016 en tres situaciones analizadas: SEC; CC/ S c/f P y S y S s/f. En la misma se describen los resultados del análisis estadístico, presentándose las medias por tratamiento sólo en las profundidades donde se hallaron diferencias significativas entre ellos. Para el espesor 0-5cm, no se apreció densificación del suelo a través de los años estudiados, si se considera el valor de DA superficial medido en el inicio del ensayo (1,16 g.cm^{-3}). En los espesores más profundos la DA siempre tomó valores por debajo del considerado crítico (1,4-1,5 g.cm-3) de acuerdo a Griffith et al. 1977, con excepción del valor medido en 2016 en el espesor 10-15 cm, donde la DA promedió 1,40 g.cm^{-3}.Sólo para las profundidades 5-10 y 10-15 cm se apreciaron diferencias entre los tratamientos. A partir de la profundidad 10-15cm se obtuvieron diferencias de DA a través de los año, observándose un incremento significativo de la misma en 2016.

Tabla: Densidad Aparente (DA) en 2012 y 2016 para 0-5, 5-10, 10-15, 15-20 y 20-25 cm de profundidad. SEC: Cultivo de cobertura fertilizado con N/ Soja con reposición de P y S en secuencia de 3 años con Maíz y Trigo /Soja con NPS; CC/ S c/f P y S: Cultivo se cobertura /Soja con fertilización de P y S; S s/f: Soja sin fertilización.

DA (g.cm^{-3})										
Prof. (cm)	**0-5**		**5-10**		**10-15**		**15-20**		**20-25**	
Situación Inicial	**1,16**		**1,34**		**1,39**		**1,35**		**1,35**	
Año	**2012**	**2016**	**2012**	**2016**	**2012**	**2016**	**2012**	**2016**	**2012**	2016
Análisis de Varianza										
Efecto Trat.	NS		si (p<0.005)		si (p<0,0178)		NS		NS	
Efecto Año	NS		si (p<0,076)		si (p<0,0401)		si (p<0,0273)		si (p<0,0381)	
Año x Trat.	NS		NS		NS		NS		NS	
Promedio	**1,17**	**1,15**	**1,36**	**1,38**	**1,36B**	**1,40A**	**1,34B**	**1,38A**	**1,31B**	**1,35A**
Tratamiento										
SEC			1.39a		1.41a					
CC/ S c/f P y S			1.35 b		1.36ab					
S s/f			1.33 b		1.38 b					

CONCLUSIONES

En los años sin influencia de napas freáticas los cultivos de cobertura fertilizados con NPS tuvieron una incidencia negativa en el rendimiento de la soja cuando las precipitaciones de los meses de diciembre, enero y febrero fueron escasas.
En los años con influencia de napas se insinuó un mejor comportamiento de los tratamientos con cobertura respecto de los sin cobertura.
La fertilización no incidió sobre los rendimientos e incluso la aplicación de N no deprimió el rendimiento de soja.
En dos de los once años de estudio la soja en una secuencia con gramíneas se diferenció positivamente de todos los demás tratamientos.
La utilización de cultivos de cobertura no tuvo un efecto positivo sobre la densificación del suelo, e incluso a partir de la profundidad 10-15cm se observó un incremento de la misma.
Los cultivos de cobertura en soja continua mejoraron la estabilidad estructural del suelo con un comportamiento similar a la soja en secuencia con trigo, maíz y CC.
Si bien los cultivos de cobertura pueden aportar significativamente en el uso y manejo del suelo es necesario para definir su utilización valerse de los pronósticos climáticos a largo plazo.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se realizó gracias al aporte económico de los Proyectos PNCER-2342**,** PNCER-022421y PNCYO 1127033 todos correspondientes al Programa Cereales y Oleaginosos del INTA.

BIBLIOGRAFÍA

- Blake, GR & KH Hartage. 1986. Bulk Density. In: A Klute (ed.). Methods of soil analysis, Part I. 2nd. Ed. American Society of Agronomy, Madison, Agronomy 9: 363-375.
- Bollero G. 2005. Revista Agro mensajes. Facultad de Ciencias Agrarias-UNR) Nº 17.
- Cordone, G.; Hansen, O y Senigagliesi, C. Abonos Verdes. Posibilidades de su utilización en sistemas de agricultura permanente. Serie de Artículos técnicos. Fertilidad de suelos y uso de fertilizantes Nº1. Proyecto Agricultura Permanente. INTA. Setiembre 1986
- Cruzate, GA & RR Casas. 2012. Extracción y balance de nutrientes en suelos agrícolas de la Argentina. Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica. IAH 6.
- De Boodt, M & L De Leenheer. 1967. Determination of aggregate stability by the change in mean weigth diameter. West-Europan Methods for Soil Structure Determinations. State Faculty Agricultural Sciences, Ghent, Belgium. 60-62.
- García, F., y M.F. González Sanjuan. 2010. Balances de nutrientes en Argentina ¿Cómo estamos? ¿Cómo mejoramos? Informaciones Agronómicas del Cono Sur. 48:1-5. IPNI Cono Sur. Acassuso, Buenos Aires, Argentina.
- Griffith DR, JV Mannering & WC Moldenhauer. 1977. Conservation tillage in the Eastern Corn Belt. Journal of Soil and Water Conservation, 32:20-28.
- Gudelj, O & B Masiero. 2001. Efecto del manejo del suelo sobre su estabilidad estructural. Informe técnico del área Suelos y Producción Vegetal. N°128. EEA Marcos Juárez, pp.31-43.
- Gudelj, V; C Galarza; G Espoturno; O Gudelj; P Vallone; A Saavedra; H Ghio; M. Boll; F García. 2004. Evaluación de alternativas de fertilización a largo plazo. Información para Extensión Nº 85. EEA INTA Marcos Juárez, pp. 47-52.
- Gudelj V; C Galarza; G Espoturno; O Gudelj; P Vallone. 2006. Evaluación de la fertilización a largo plazo. Informe de Actualización Técnica Nº 1. EEA INTA Marcos Juárez.
- Gutiérrez Boem F. 2005. Fertilización de soja. En Fertilización de cultivos de granos y pasturas. UBA. Bs. As.
- INTA. 1978. Carta de suelos de la República Argentina. Hoja 3363-17. Marcos Juárez. pp.29-30.
- Lattanzi AR. 1989. Secuencias de cultivos y sistemas de labranzas conservacionistas para la producción de soja. IV Conferencia Mundial de Investigación en Soja. Actas tomo IV. Buenos Aires, Argentina.

C3P45. CONTRIBUCIÓN DE LAS RAÍCES Y LA FIJACIÓN BIOLÓGICA AL BALANCE DE NITRÓGENO EN SOJA.

Kehoe, Esteban[1]; Rubio, Gerardo[2] y Salvagiotti, Fernando[3].

[1]CONICET, EEA INTA Oliveros, Ruta Nacional 11, km 353, (2206) Oliveros, Santa Fe. kehoe.esteban@inta.gob.ar

RESUMEN

El aporte de nutrientes de los cultivos al sistema de producción está directamente ligado a la cantidad y calidad de residuos que quedan en el sistema luego de la cosecha. Las estimaciones de estos aportes por los cultivos se suelen estimar a partir de un índice de cosecha o a través de balances parciales entre el nutriente exportado con los granos y aquel que queda en el sistema. En la mayoría de los casos no se consideran la inclusión de estructuras sub-superficiales en el cálculo, lo cual se relaciona con la escasez de investigaciones que cuantifiquen las raíces a campo, a pesar de su relevante rol en la estimación del aporte y balance de nutrientes. En el caso de leguminosas, estos cálculos además son importantes para cuantificar el rol de la fijación biológica de nitrógeno (N) en el sistema. En el caso particular de soja existen incógnitas en estos balances debido a la alta exportación de N en grano. El objetivo de nuestro trabajo fue cuantificar el impacto de la inclusión de la biomasa radical sobre el balance de N y la distribución relativa del N atmosférico y del suelo en distintas estructuras del cultivo de soja. El experimento se realizó en INTA Oliveros durante la campaña 2016/17 en suelo Argiudol típico. Se evaluaron dos cultivares con distinto grupo de madurez (IV y V) con dos condiciones hídricas (riego y secano) con cuatro repeticiones en bloques completos aleatorizados. En R_2, R_5 y R_7, se determinó materia seca aérea (hojas, tallos y frutos) y subterránea (raíces y nódulos) retirando bloques enteros sin disturbar de 0,52x0,3x0,3 m (ancho, largo y profundidad). Se cuantifico el porcentaje de N total e isótopo ^{15}N de cada tejido por espectrómetro de masa. El N de fijación biológica de nitrógeno se calculó por método de abundancia natural ^{15}N utilizando maíz como cultivo de referencia. El balance parcial de N se estimó como: Nfijado-Ngrano. El rendimiento medio fue 5.110 kg.ha^{-1}, sin diferencias significativas entre grupo de madurez o condición hídrica. En R_2 la biomasa aérea del GMV supero 109% a GMIV y en R_5 fue 40% superior ($p<0,01$). En R_2 la MS sub-superficial del V fue un 21% superior debido probablemente a la mayor duración del período emergencia-floración de este grupo. El aporte de raíces en R_2, R_5 y R_7, fue 482, 1.206 y 901 kg.ha^{-1}, representando 19, 14 y 8% de la biomasa total. Al incluir el componente raíces, el índice de cosecha de grano (IC) se redujo un 3,5% (43,2 vs 39,7), y el IC N disminuyó 2,9% (79,8 vs 76,9). En R_7, el contenido de N fue en promedio de 323 kgN.ha^{-1} y representó 8, 7, 4, 77 y 4 % para tallo, hoja, carpelo, grano y raíces, respectivamente. La contribución del N fijado por tejido fue 84, 94, 89, 88 y 55%, representando una contribución total del 87%. Se concluye que la falta de cómputo de las raíces en los cálculos de balance de N conduciría a subestimaciones del balance del orden del 16%.

Palabras claves: abundancia natural 15N, índice de cosecha, estructuras subterráneas.

C3P46. RESPUESTA A NITROGENO DEL TRIGO CONTINUO EN UN ENSAYO DE LARGA DURACION BAJO SIEMBRA DIRECTA

Kiessling, Roberto J.; Martinez, Juan M. y Ron, Maria M.

Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur. San Andrés 800. Bahía Blanca. Argentina. kiessling@criba.edu.ar

RESUMEN

Los ensayos de larga duración contribuyen a generar conocimientos de los efectos de largo plazo de las prácticas agrícolas. El objetivo de este trabajo es estudiar el efecto que tuvieron algunas variables de sitio sobre la respuesta del cultivo de trigo a la fertilización nitrogenada, en un ELD ubicado en el partido de Bahía Blanca (Buenos Aires), en el período 2010-2016. El ensayo consiste en la aplicación de tres dosis de N como urea en dos momentos del ciclo en un monocultivo de trigo. Se distinguieron dos períodos climáticamente diferentes. Entre 2010-2013 se registró un ciclo seco donde el rendimiento promedio del ensayo (REND), la humedad en presiembra en 0-60 cm (H%) y la eficiencia agronómica del fertilizante aplicado en siembra-emergencia o macollaje (EAGRe y EAGRm) fueron consistentemente menores al período 2014-2016. Para la proteína promedio ocurrió lo contrario. Entre 2010 y 2017 la H% aumentó en forma proporcional con los años de SD. Se observó una estrecha relación entre REND, respuesta al N aplicado y la H%. Por otra parte, las variables del cultivo no guardaron relación con el N inorgánico inicial ni con las precipitaciones en el ciclo del cultivo. La H% fue la variable de sitio que mejor predijo la eficiencia del N aplicado. Con valores menores a 13,7% no se obtuvieron respuestas rentables. En el periodo más productivo el N aplicado en siembra-emergencia tuvo una EAGR igual o mayor que el aplicado en macollaje.

Palabras claves: Rendimiento, eficiencia agronómica, humedad del suelo

INTRODUCCIÓN

La siembra directa (SD) es un sistema productivo al cual se le atribuyen ventajas como la reducción de la erosión hídrica y eólica del suelo, y una mejora en la conservación de la humedad del suelo (Lampurlanes *et al*., 2002; Quiroga *et al*., 2005), todas ellas como consecuencia de la acumulación de residuos vegetales sobre la superficie del suelo. En regiones semiáridas, donde el potencial productivo de los cultivos es bajo, en ocasiones no se alcanza a lograr una cobertura adecuada que cumpla con dichos beneficios. Por otra parte, los distintos cultivos se diferencian en la cantidad y calidad de residuos de cosecha que aportan, afectando también su permanencia en el suelo. El trigo, y otros cereales invernales, son considerados fundamentales dentro de las secuencias de cultivos en los sistemas agrícolas del sudoeste bonaerense bajo SD por la cantidad de rastrojos que aportan, por la uniforme distribución de los mismos en el lote y por la alta relación carbono/nitrógeno de los mismos, que asegura una lenta descomposición (Santanatoglia *et al*., 1989).

Los ensayos de larga duración (ELD) contribuyen a generar conocimientos de los efectos de largo plazo de las prácticas agrícolas y de los desarrollos tecnológicos, aportando a la comprensión de los cambios generalmente lentos que ocurren en el sistema, por el uso continuo de determinadas combinaciones de prácticas de manejo (Krüger *et al*., 2017). Además, tienen la finalidad de construir bases de datos que puedan usarse a largo plazo para desarrollar o validar modelos matemáticos, predictivos de los efectos probables de prácticas de manejo y del cambio climático sobre las propiedades edáficas, la capacidad productiva de los suelos y el ambiente.

Por otra parte, en el partido de Bahía Blanca la superficie con uso agrícola es menor al 20% (Marinissen *et al*., 2011) por lo que hay mucha menos información sobre los cultivos de grano que en el resto del sudoeste bonaerense. En este marco, la instalación de un ELD con trigo continuo en dicho partido permite evaluar el comportamiento del cultivo, en un sitio semiárido, en términos de estabilidad, rendimiento y calidad, bajo distintos tratamientos de fertilización nitrogenada.

El objetivo de este trabajo es estudiar el efecto que tuvieron algunas variables de sitio sobre la respuesta del cultivo de trigo a la fertilización nitrogenada, en el marco de un ELD iniciado en 2009.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se lleva a cabo en un establecimiento perteneciente al Departamento de Agronomía de la Universidad Nacional del Sur (UNS) ubicado en Colonia Napostá, partido de Bahía Blanca (Buenos Aires). El edafoclima es ústico-térmico (Amiotti *et al*., 2010). La precipitación promedio anual en la zona es de 560 mm (media 1860-2006), concentrándose dos terceras partes en otoño y primavera.

Con el fin de iniciar un ELD, se seleccionó un lote que registraba al 2008 una historia de más de 20 años de uso ganadero. El sistema de producción era pastoril extensivo de las especies nativas, entre las que predominan poáceas perennes (*Nassella, Stipa, Amelichloa, Pappoforum*). En julio de dicho año se estableció un cultivo de trigo pan bajo sistema convencional de labranzas (en base a rastra de discos), que no fue fertilizado. A partir de la cosecha de dicho cultivo se inició la producción bajo SD.

En un sector, con pendiente de 2,7% y coordenadas 38°25´ LS, 62°16´ LO, se ubicaron cuatro bloques en sentido perpendicular a la inclinación del terreno. La profundidad efectiva es de 80 cm en la posición superior de la ladera (bloque I) y cercana a 100 cm en los restantes bloques. Se clasificó el suelo como un Paleustol Petrocálcico, franco grueso térmico (Soil Survey Staff, 2006). El análisis en muestras de la capa arable (0-12 cm) arrojó valores de 17 g de carbono orgánico kg^{-1} (Walkley & Black, 1934), 9 mg P extraíble kg^{-1} (Bray & Kurtz, 1945) y 7,6 de pH (relación suelo: agua 1:2,5). Una caracterización minuciosa del estado inicial del sitio de ensayo en cuanto a parámetros de fertilidad química y su variabilidad espacial en un diseño de bloques se informa en un trabajo anterior (Orden *et al*., 2011).

Sobre el rastrojo del trigo cosechado, en 2009 se instaló un ensayo de fertilización nitrogenada en trigo bajo SD, con un diseño de bloques completos al azar (unidad experimental de 60 m^2) y seis tratamientos. Estos consistieron en dosis y épocas de aplicación de nitrógeno (N): testigo, 40 y 80 kg N ha^{-1}, en siembra-emergencia o macollaje, y la dosis mayor repartida entre las dos épocas, en dos fracciones iguales. El N se aplicó como urea granulada (46-0-0) al voleo en forma manual. Las condiciones climáticas registradas en 2009 no permitieron un correcto desarrollo del cultivo por lo que se perdió el ensayo. El estudio se continuó en los años siguientes, repitiendo los tratamientos en las mismas unidades experimentales. Algunas características de las campañas se detallan en Tabla 1.

En todos los años se registraron las precipitaciones mensuales, en presiembra se determinó el % de humedad promedio en el suelo en 0-60 cm (H%) y se evaluaron las formas de N inorgánico (Mulvaney, 1996) del tratamiento testigo. Suponiendo densidad aparente constante de 1,3 se estimó la cantidad de N inorgánico en el perfil (Ni) en kg ha^{-1}. A la cosecha del cultivo se determinó el rendimiento y el contenido de proteína en grano por espectroscopía de reflectancia en el infrarrojo cercano. Para cada ensayo se calcularon las medias de rendimiento y proteína de todos los tratamientos (REND y PROT). Además, se estimó la eficiencia agronómica (EAGR) como la pendiente de la relación lineal entre el rendimiento y la dosis de N aplicada en emergencia (EAGRe) y en macollaje (EAGRm).

En el análisis de datos se utilizó la estadística descriptiva, análisis de componentes principales y regresiones lineales simples. Para determinar el nivel crítico de variables diagnóstico evaluadas, se utilizó el método gráfico de Cate & Nelson (1971). Para los análisis se utilizó el paquete INFOSTAT (Di Rienzo *et al*., 2013).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Del análisis de las precipitaciones anuales se distinguieron claramente dos períodos climáticamente diferentes entre los años del estudio. El primero de ellos (2010-2013) con precipitaciones anuales inferiores al promedio histórico y el segundo (2014-2016) con un régimen de lluvias anuales superiores a los 800 mm. Las precipitaciones ocurridas durante todo el ciclo del cultivo y en el período crítico (floración y llenado de granos), en cada uno de los años, fueron muy variables (característico de una región semiárida).

En la Tabla 1 se comparan las medias y coeficientes de variación de los periodos para las variables de sitio y del cultivo evaluadas. Dentro de las variables de sitio Ni mostró una alta variabilidad en cada uno de los dos grupos comparados. En el segundo periodo se verificó una tendencia a menores valores de PROT y mayores valores de precipitaciones, REND, EAGRe, EAGRm y H%. Esta última variable aumentó en forma proporcional con los años de SD, más allá de su relación causal con las precipitaciones de barbecho (Figura 1). Este resultado permite especular que el incremento de la cobertura en superficie con los años de ensayo contribuyo a una mayor estabilidad en la mejora de la condición hídrica del suelo al momento de la siembra del cultivo. Por otra parte, se observó una alta variabilidad en el

REND del periodo 2010-2014 debido a que en 2011 el REND superó la media histórica. Esta discrepancia con el patrón general observado puede explicarse por las precipitaciones excepcionales de enero (148 mm) que posibilitaron un rápido desarrollo de malezas, cuyos residuos -después del control en febrero - generaron una abundante cobertura edáfica. Estas condiciones se podrían asimilarse a las de un sistema de SD estabilizado (Kiessling *et al*,.2013).

Tabla 1 Estadística descriptiva de las variables estudiadas en dos periodos climáticos diferentes

Variable	Unidad	abreviatura	2010 – 2013 (n=4)		2014-2016 (n=3)	
			Media	CV (%)	Media	CV(%)
Precipitaciones anuales	mm	anual	543	8	847	7
Precipitaciones en barbecho	mm	barbecho	99	49	257	41
Precipitaciones de junio a noviembre	mm	ciclo	210	25	332	41
N inorgánico inicial (0-60 cm) parcelas testigo	kg ha^{-1}	Ni	172	41	104	102
Humedad edáfica en presiembra parcelas testigo (0-60 cm). %	%	H%	10,9	19	17,1	11
Rendimiento medio del ensayo	kg ha^{-1}	REND	1778	55	3947	9
Proteína media del ensayo	%	PROT	16,4	4	11,7	4
Eficiencia agronómica del N en siembra- emergencia	kg grano kg N^{-1}	EAGRe	1,4	299	19,5	39
Eficiencia agronómica del N en macollaje	kg grano kg N^{-1}	EAGRm	-1,0	523	13,3	21

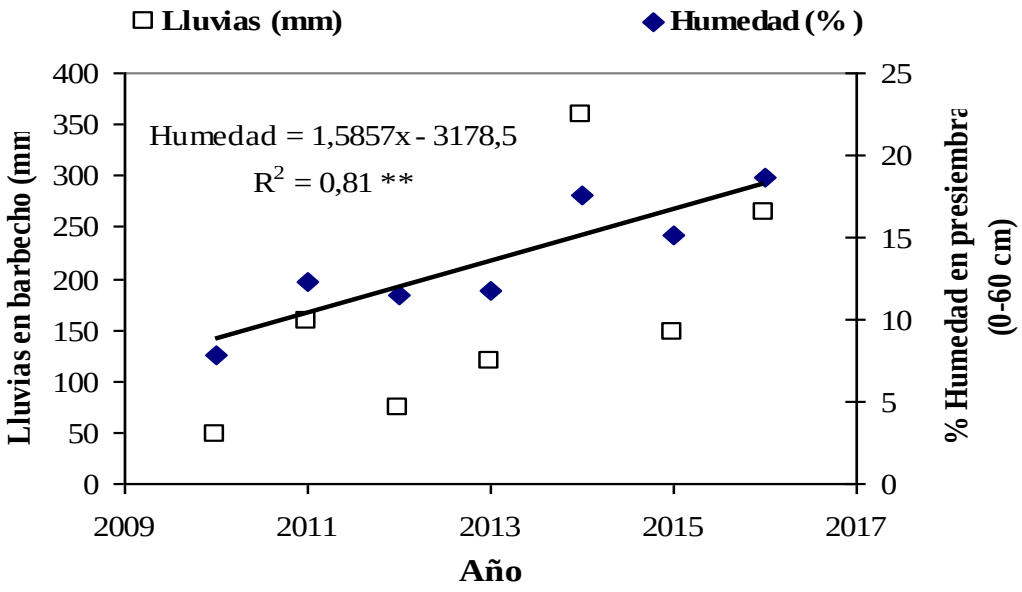


Figura 1: Evolución de la humedad edáfica en presiembra (0-60 cm) y las lluvias ocurridas en el barbecho.

El análisis de componentes principales ratificó la separación de los dos grupos de Tabla 1 en coincidencia con la CP1, que explicó 70,7% de la variación total contenida en los datos originales (Figura 2). Además, surge la estrecha correlación positiva entre REND, EAGRe, EAGRm, H% y precipitaciones anuales y la asociación negativa de éstas con PROT. Se aprecia, por otra parte, que las variables del cultivo no guardaron relación con Ni o con las precipitaciones durante el ciclo del cultivo.

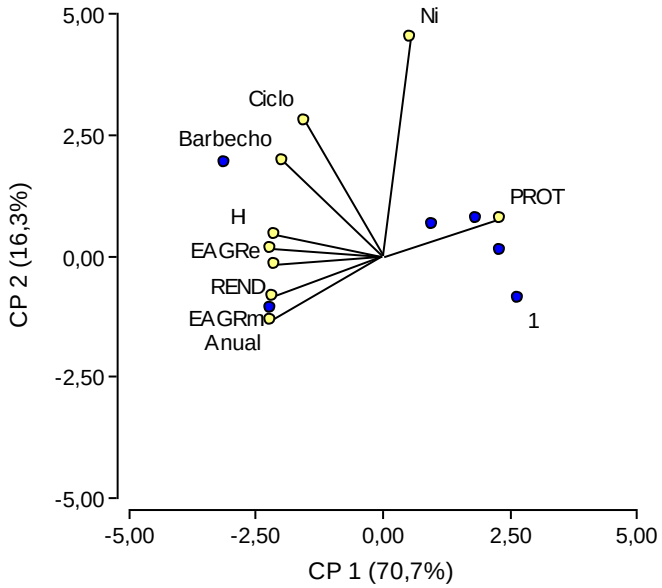


Figura 2: Componentes principales para las variables estudiadas. (n= 7)

En la Figura 3 se grafican REND y PROT en función de H% por el potencial predictivo de esta última variable. Se aprecia la disminución en el contenido de PROT del trigo con el aumento de REND, observado habitualmente cuando se incluyen en la comparación años o sitios diferentes.

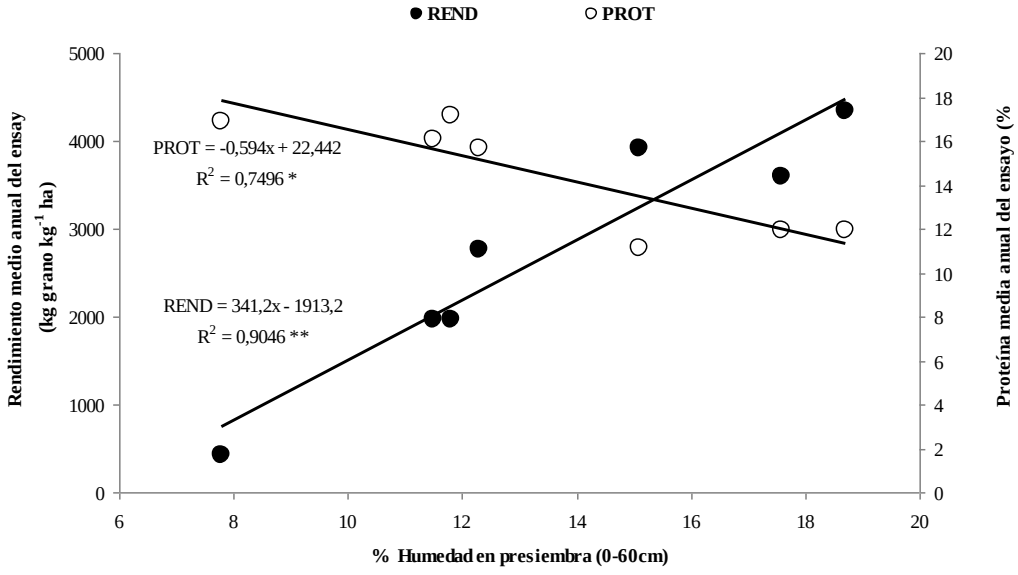


Figura 3: Relación entre la humedad del suelo en 0-60 cm, y el rendimiento y contenido de proteína del trigo.

Por otra parte, la eficiencia agronómica del nitrógeno aportado como fertilizante (EAGRe y EAGRm) fue afectada por la condición hídrica del suelo al momento de establecer el cultivo de trigo (Figura 4). Utilizando el método grafico propuesto por Cate y Nelson (1971) se pudieron diferenciar dos clases de H%, estableciendo como límite crítico

un valor de 13,7%. En el periodo 2010-2013, la fertilización nitrogenada resultó ser una práctica con un balance económico negativo, teniendo en cuenta que el costo histórico promedio de aplicación de 1 kg N es de 8 kg de grano de trigo (Alvarez, 2008). En el segundo periodo la fertilización fue rentable y el N aplicado en siembra-emergencia tuvo una EAGR igual o mayor que el aplicado en macollaje (Figura 4).

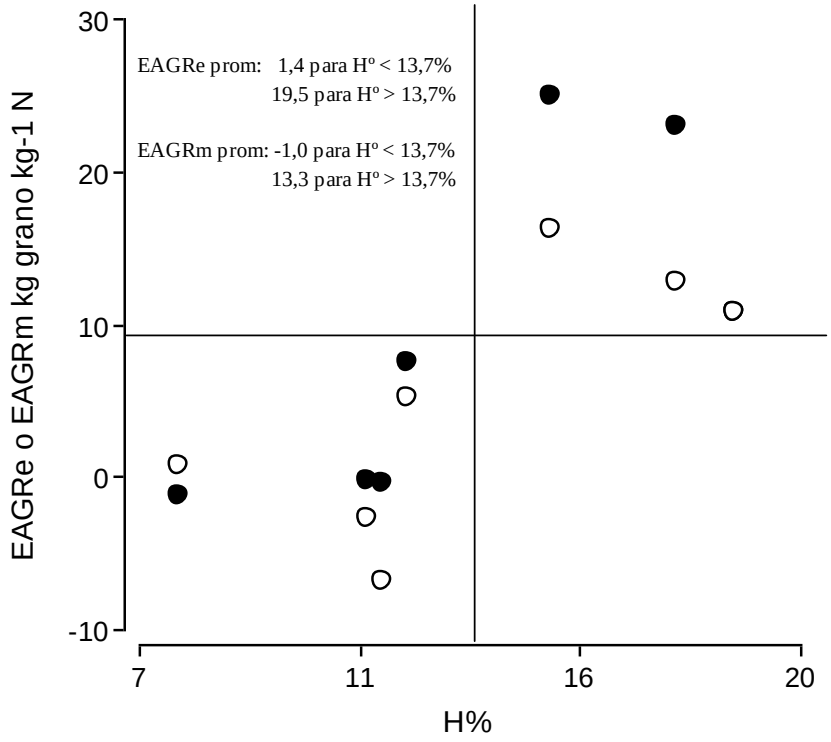


Figura 4: Relación entre la humedad del suelo en 0-60 cm y la eficiencia agronómica de la fertilización nitrogenada.

En trabajos previos realizados en el SO bonaerense la respuesta a la fertilización nitrogenada en cereales de invierno bajo labranza convencional se relacionó con los rendimientos y ambos con factores climáticos, mayormente representados por las precipitaciones (Ron y Loewy, 2000). La dependencia en la cantidad y distribución de las lluvias se relativiza en suelos más profundos que permiten un mayor almacenamiento de las lluvias previas a la floración (Galantini, 2004). Para un ensayo en el mismo sitio (con profundidad constante), como el de este trabajo, se manifiesta la importancia de las precipitaciones en barbecho y de la acumulación gradual de cobertura reflejadas en la H%.

Para las condiciones en que se llevaron adelante los ensayos de fertilización, no se encontró relación entre la EAGRe o EAGRm y Ni, ratificando la importancia de la disponibilidad hídrica en un ambiente semiárido por sobre la provisión del nutriente.

CONCLUSIONES

Luego de siete años de trabajo sobre un ELD de fertilización nitrogenada en un monocultivo de trigo se observó que la humedad edáfica al momento de la siembra fue la variable que mejor predijo el rendimiento medio del cultivo de trigo, el nivel de proteína del mismo, como así también la respuesta global a la aplicación de nitrógeno en términos de eficiencia agronómica del fertilizante.

AGRADECIMIENTOS

El ensayo surgió de un convenio de cooperación de Investigación y Desarrollo entre la Fundación de la Universidad Nacional del Sur y PROFERTIL S.A. En el período se contó con la colaboración de diez estudiantes que realizaron su trabajo final de graduación en el marco del experimento. Los autores agradecen a la Ing. Agr. Noemí Fritz de Cámara Arbitral de Cereales, Oleaginosos, Frutos y Productos de Bahía Blanca, por la determinación de proteína en grano.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, R. 2008. Análisis de la conveniencia económica de utilizar umbrales fijos para recomendar la fertilización nitrogenada y fosforada de trigo. VII Congreso Nacional de trigo, Santa Rosa, La Pampa, 2-4 julio. Conferencia en CD
- Amiotti, NM; MC Blanco; E Schmidt & S Díaz. 2010. Variabilidad espacial de los suelos y su relación con el paisaje. In: Paoloni JD, editor. Ambiente y recursos naturales del partido de Bahía Blanca. Bahía Blanca (Argentina): EdiUNS. p. 129-173.
- Bray, R & L Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soil. Soil Science, 59:39-45.
- Cate, RB & LA Nelson. 1971. A simple statistical procedure for partitioning soil test correlation data into two classes. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 35: 658-659.
- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2008. InfoStat, versión 2013, Grupo InfoStat, FCA. Universidad Nacional de Córdoba (Argentina).
- Galantini, JA. 2004. Suelo y clima: limitantes de la productividad de la región semiárida bonaerense. Revista AgroUNS 1: 4-6.
- Kiessling, RJ; JM Martínez; M Toribio & MM Ron. 2013. Fertilización nitrogenada en trigo en el Partido de Bahía Blanca (Provincia de Buenos Aires). Simposio Fertilidad 2013. 22 y 23 de Mayo de 2013. Rosario (SF). Trabajo en CD 9 págs.
- Krüger, H; F Salvagiotti& G Studdert. 2017. Los experimentos de larga duración en la investigación agrícola. F Salvagiotti; H Krüger & G Studdert (ed). Ensayos de larga duración en Argentina: un aporte al logro de sistemas agrícolas sustentables. Pp 7-17. Ediciones INTA. Entre Ríos. Libro digital. PDF. 377p.
- Lampurlanes, J; P Angás & C Cantero-Martínez. 2002. Tillage effects on water storage during fallow, and on barley root growth and yield in two contrasting soils of the semi-arid Segarra region Spain. Soil Till. Res. 65:207-220.
- Marinissen, A; C Torres Carbonell & A Lauric. 2011. Documento de Diagnóstico y Discusión Sistemas Productivos. Área Influencia Agencia de Extensión INTA Bahía Blanca. EEA Bordenave. Documento interno Reunión Comisión Interinstitucional de Desarrollo Técnico-Científico Bahía Blanca UNS- CONICET- CIC – INTA. Agosto 2011.
- Mulvaney, RL. 1996. Nitrogen-Inorganic forms. In: DL Sparks et al. (eds) Methods of SoilAnalysis. Part 3. Chemical Methods. Pp. 1123-1184. Soil Science Society of America, Madison, Wiscosin, EEUU.
- Orden, L; ME Mandolesi; RJ Kiessling & MM Ron. 2011. Variabilidad espacial de fertilidad química del suelo en un diseño de bloques. Spanish J. SoilSci. 1 (1): 54-69.
- Quiroga, AR; DO Funaro; R Fernandez & EJ Noellemeyer. 2005. Factores edáficos y de manejo que condicionan la eficiencia del barbecho en la región pampeana. Ci. Suelo 23 (1): 79-86.
- Ron, MM & T Loewy. 2000. Modelo de fertilización nitrogenada y fosforada para trigo en el Sudoeste Bonaerense, Argentina. Ci. Suelo 18(1): 44-49.
- Santanatoglia, OJ; R Alvarez; PE Daniel; GM Brazzola & R García. 1989. Descomposición de rastrojo de trigo, respiración y biomasa microbiana bajo labranza convencional y siembra directa. Ann. Edafol. Agrobiol. 45: 787-798.
- Soil Survey Staff. 2006. Keys to Soil Taxonomy,10th ed. Washington, DC: USDA-Natural Resources. Conservation Service.
- Walkley, A & I Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37: 29-38.

C3P47. DISPONIBILIDAD DE CATIONES BÁSICOS EN SUELOS AGRÍCOLAS Y PRÍSTINOS DE LA REGIÓN PAMPEANA

Larrea, Gastón. E.; Sainz Rozas, Hernán.; R.Eyherabide, Mercedes.; Puricelli, Marino. M. y Wyngaard, Nicolás

Unidad Integrada Balcarce INTA-Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Ruta Nac. 226 km 73,5, Balcarce, Buenos Aires, Argentina larrea.gaston@inta.gob.ar

RESUMEN

En la región pampeana Argentina (RP) la reposición de cationes básicos (Ca, Mg y K) es nula o escasa y no hay suficiente información acerca de su disponibilidad en los suelos. Los objetivos de este trabajo fueron determinar concentraciones de Ca, Mg y K intercambiables como así también de las relaciones entre los mismos en suelos prístinos o con prolongada historia agrícola de la RP. Se utilizaron muestras recolectadas durante el año 2010 y 2011 de 28 zonas y en cada lugar se tomó una muestra de suelo para cada condición (15 años o mas de agricultura y una de suelo prístino o pseudo prístino). Las variables que se analizaron fueron los contenidos de Ca, Mg, K intercambiables. A su vez se calcularon las relaciones Ca+Mg/K y Ca/Mg. Se utilizó un análisis multivariado para agrupar zonas de características edáficas similares quedando definidos 3 clústeres. Se observó que la agricultura redujo en promedio la concentración K, Ca y Mg para el Clúster 1, 2 y 3 un 68, 22 y 18% . La Ca+Mg/K fue la única que mostró diferencias entre condición para el clúster 1 y 2 pasando de 5 y 6 en condicón pristina a 5,6 y 8 bajo a gricultura respectivamente . Los resultados sugieren que la disolución de minerales primarios y secundarios y la redeposición desde horizontes subsuperficiales no fueron capaces de contrarrestar las pérdidas por exportación en grano, por erosión y por lavado.

Palabras claves: calcio, magnesio, potasio

INTRODUCCIÓN

En la Argentina, la producción de granos se ha incrementado sustancialmente durante los últimos años, pasando de 60.000.000 Mg en el año 2000 a 115.000.000 en el 2015, de la cual más del 80% se concentra en la region pampeana (RP) argentina (SIIA, 2016). Esta región abarca a las provincias de Buenos Aires, La Pampa, Santa Fe y Córdoba (desde 31° a 39° S y desde 58° a 64° W), y posee clima templado húmedo a subhúmedo con suelos que pertenecen mayormente al orden Molisol (Panigatti, 2010). El aumento en la producción se debió, en parte, al incremento en los rendimientos por unidad de superficie y a la expansión del área agrícola, fundamentalmente debido al avance del cultivo de soja. A nivel país, la práctica de fertilización con N y P ha sido ampliamente adoptada, sin embargo, la reposición de otros nutrientes como cationes básicos (Ca, Mg y K) es nula o escasa (Sainz Rozas *et al*., 2013). Por ejemplo, para la campaña 2015-2016, el consumo de fertilizantes potásicos fue de alrededor de 6000 Mg, mientras que la producción de granos de soja en la misma fue de 58,5 millones de Mg (Fertilizar Asociación Civil). Si por cada tonelada de grano de soja producida se exportan 67 kilogramos de K, solo se estaría reponiendo mediante fertilización el 15% del K exportado del sistema.

La mayor extracción de bases del sistema, generada por el aumento de los rendimientos de los cultivos y de las prolongadas e intensivas actividades ganaderas, podrían ocasionar una disminución en la disponibilidad de estos nutrientes. Esto no solo ocasionaría deficiencias nutricionales para las plantas sino que también afectaría a las condiciones físicas de los suelos dada la función estructural de estos cationes. Heredia *et al*. (2012) informaron que gran parte de los suelos del norte de la RP presentaban bajos valores de saturación cálcica. En línea con esto, algunos trabajos realizados en esta zona demuestran respuesta al agregado de Ca en los cultivos de alfalfa y soja (Fontanetto *et al*., 2012; Oderiz *et al*., 2012). No obstante, no se conoce cuál ha sido el impacto de la producción agrícola sobre el contenido de cationes intercambiables debido a que no se cuenta con los valores de referencia de suelos prístinos.

Por otra parte, la proporción de nutrientes exportados depende de la especie vegetal, del órgano de cosecha, su rendimiento y el elemento en consideración (Gelati & Vazquez, 2008). Por ejemplo, para el cultivo de maíz, trigo y soja de 10, 5 y 4 Mg ha^{-1}, la exportación de Ca en los granos será de 2,2, 2 y 12 kg ha^{-1}; la de K de 34, 17 y 67 kg ha^{-1}; y la de Mg de 9, 8 y 11 kg ha^{-1}, respectivamente (Barbazan *et al*., 2015; Vázquez & Pagani, 2015). Estos datos sugieren que las relaciones Ca+Mg/K intercambiable podrían aumentar mientras que la relación Ca/Mg incrementarían levemente o se mantendría constante si la soja es el cultivo predominante, respecto a suelos prístinos. A su vez, el cambio en dichas relaciones sería mayor para la zona norte de la RP debido a la mayor frecuencia del cultivo de soja en las secuencias.

Si bien se han informado los niveles de extracción de bases por los cultivos para diferentes zonas de la RP, no existe información actualizada del efecto de la agricultura sobre la disponibilidad de bases y su relación en el complejo de intercambio respecto de suelos inalterados. A efectos de aportar información que permita identificar las zonas o áreas con mayor potencial de respuesta al agregado de enmiendas básicas y/o potásicas, los objetivos de este trabajo fueron determinar concentraciones de Ca, Mg y K intercambiables como así también de las relaciones entre estas bases en suelos prístinos o con prolongada historia agrícola de la RP.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para este trabajo se utilizaron muestras recolectadas durante el año 2010 y 2011 de suelos de aptitud agrícola de 28 zonas seleccionadas al azar de la RP Argentina (desde los 31° a los 39° S y desde los 58° a los 64° W). En este muestreo se abarcó un área de aproximadamente 27.000.000 ha, exceptuando la denominada Pampa deprimida del salado. Los suelos de esta región pertenecen en su gran parte al gran grupo de los Argiudoles, Hapludoles, Haplustoles, Peludert y Torripsament. Se recogieron muestras georreferenciadas de aproximadamente tres sitios por partido y/o departamento (n=1200). En cada lugar, para la misma serie de suelo, se tomó una muestra representativa (0-20 cm) en situación de manejo agrícola (mínimo 15 años de agricultura) y una de suelo prístino o pseudo prístino (parque, pastura o clausura y alambrados no disturbados).

El suelo fue secado en estufa a 30°C y molido con martillo de madera para evitar contaminación. La muestra una vez cuarteada fue tamizada por 2 mm. Las variables que se analizaron en este trabajo fueron los contenidos de Ca, Mg, K intercambiables (Haby *et al*., 1990). A su vez se calcularon las relaciones Ca+Mg/K y Ca/Mg. Las bases intercambiables se determinaron utilizando acetato de amonio 1N a pH 7 como extractante y la relación suelo/solución utilizada fue de 2/20 (2 g de suelo/20 ml de acetato de amonio), con un tiempo de agitación de 30 minutos a 200 golpes por minuto (Warncke & Brown, 1998). Este filtrado fue utilizado para cuantificar el Ca y Mg por absorción atómica y el K por emisión de llama. Los resultados se expresaron en meq kg^{-1}. Las relaciones Ca+Mg/K y Ca/Mg se estimaron a partir de los resultados expresados en $cmol_c\ kg^{-1}$.

Se utilizó un análisis multivariado (el método de Agrupación jerárquica de componentes principales (HCPC)) a través del programa R versión 3.3.1(R, 2016) para agrupar sitios de características edáficas similares del total de zonas muestreadas. Para esto se utilizaron 12 variables cuantitativas por sitio de la condición agrícola, algunas determinadas en este trabajo (K, Ca y Mg) y otras tomadas de Sainz Rozas *et al*, 2013 (Capacidad de intercambio catónico, saturación con bases, pH y concentración sodio intercambiable, Manganeso, Cobre, Hierro, Boro y materia orgánica).

Definidos los grupos de sitios similares se analizaron los datos con modelos lineales mixtos haciendo uso del paquete nlme (Pinheiro, 2016), y se utilizó el test de Tukey (p- valor=0,05) para las comparaciones de medias. Para realizar el análisis de la varianza se utilizó el programa versión 3.3.1 (R ,2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como se puede observar en la figura 1, a partir de los resultados obtenidos de la agrupación jerárquica de componentes principales quedaron definidos 3 clústeres de sitios similares. Como muestra la Tabla 1 los tres primeros componentes principales (CP1, CP2 y CP3) explican el 38,76%, 28,4% y 16,4% de la variabilidad del sistema, respectivamente y en conjunto los ejes acumulan un 83,58% de la variabilidad total del sistema. Si la mayor parte de la varianza poblacional total (por ejemplo de 80 a 90 %), puede ser atribuida a los primeras “m” componentes (uno, dos o tres), entonces estas componentes pueden remplazar las “p variables originales”, sin mayor pérdida de información. (“Bramardi com.pers.”).

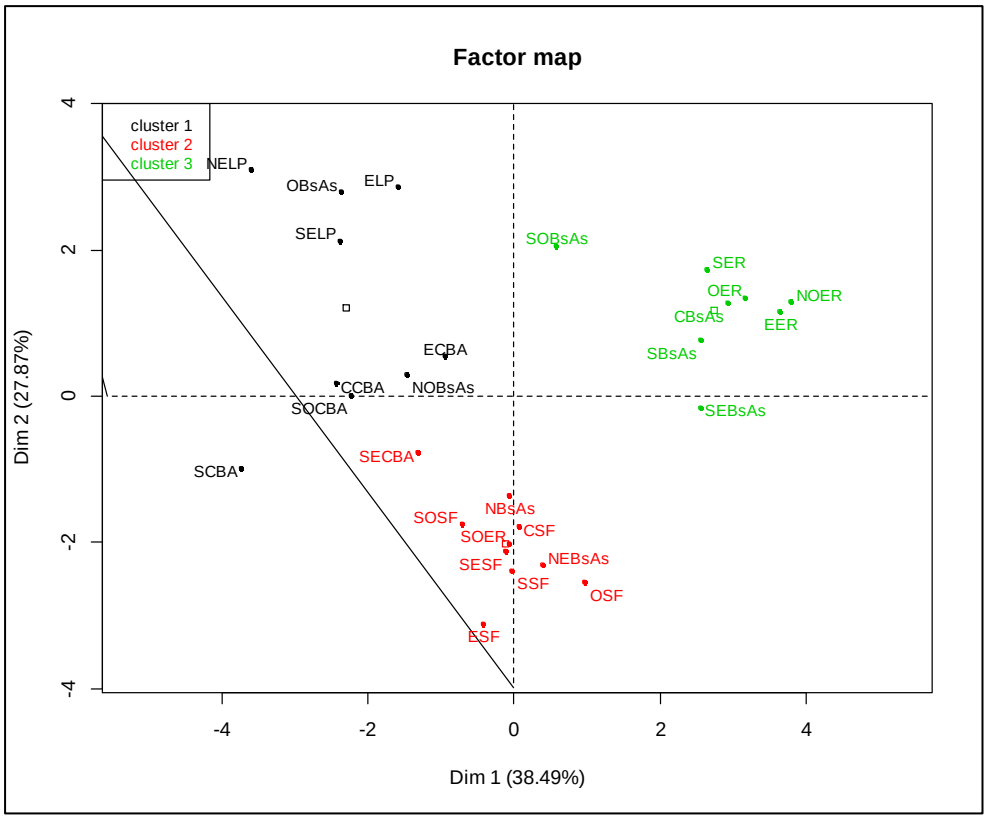


Figura 1: Análisis de conglomerados (CA). El clúster 1 está conformado por las zonas de Noreste (NELP), Sureste (SELP), Este (ELP) de la provincia de La Pampa; Oeste (OBsAs) y Noroeste (NOBsAs) de la provincia de Buenos Aires; Oeste (OCBA), Sur (SCBA), Suroeste (SOCBA) y Este (ECBA) de la provincia de Córdoba. El clúster 2 está formado por sitios de las zonas de Sureste (SECBA) de la provincia de Córdoba; Suroeste (SOSF), Centro (CSF), Sur (SSF), Este (ESF), Oeste (OSF), Sureste (SESF) de la provincia de Santa Fe; Norte (NBsAs) y Noreste (NEBsAs) de la provincia de Buenos Aires. El clúster 3 agrupa las zonas de Suroeste (SOBsAs), Centro (CBsAs), Sur (SBsAs) y Sureste (SEBsAs) de la provincia de Buenos Aires; Este (EER), Oeste (OER) y Sur (SER) de la provincia de Entre Ríos.

Tabla 1: Descomposición de la variabilidad por componente principal (CP) para las variables de suelo asociadas a las zonas.

Componentes	Autovalor	Proporción	Proporción acumulada
Cp 1	4,65	38,76	38,76
Cp 2	3,41	28,4	67,18
Cp 3	1,97	16,4	83,58

En función de los resultados del análisis multivariado se confeccionó un mapa de la RP con los sitios agrupados en clústeres. Figura 2.

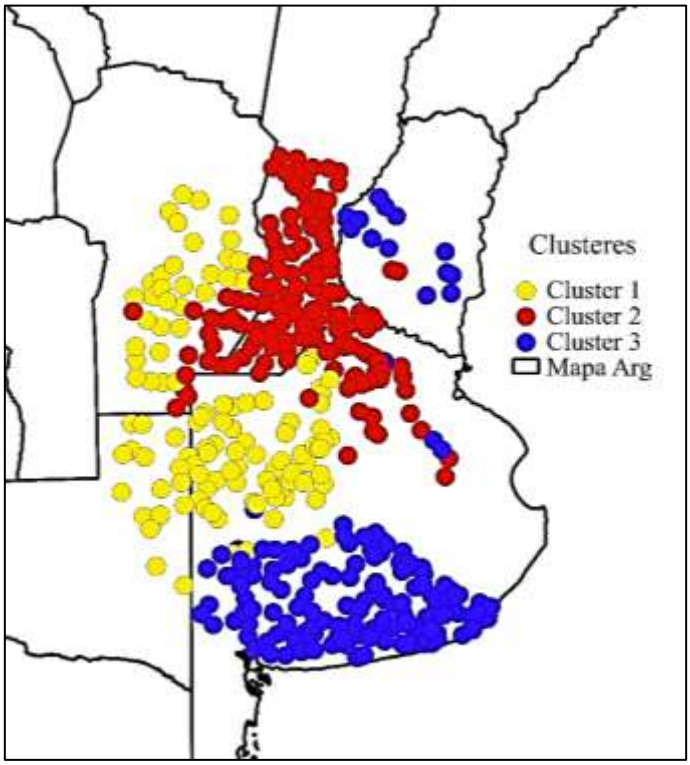


Figura 2: Mapa de la RP con sitios de características similares agrupados en clústeres.

Para las variables K, Ca, Mg, Ca+Mg/K, Ca/Mg hubo interacción entre clúster y situación de manejo, por lo que se compararon las medias de situación dentro de cada cluster mediante el test de Tukey (Tabla 2).

Para las variables K, Ca y Mg se determinaron diferencias entre condición (Tabla 2), dado que la agricultura redujo significativamente el contenido para el clúster 1, 2 y 3. Sin embargo, la concentracion de estos cationes para ambas condiciones está en el rango de alto a muy alto según los valores reportados internacionalmente (Havlin *et al*., 2005; Barbazán *et al*., 2011; Barbazán *et al.*, 2015) y superan al umbral de respuesta a la fertilización para alfalfa, uno de los cultivos con más alto requerimiento (Hoeft; Peck, 2001). La mayor reducción de estos nutrientes en el clúster 2 respecto a la condición prístina, podría ser consecuencia de la mayor exportación de bases debido a una mayor frecuencia del cultivo de soja en las rotaciones (Cruzate; Casas, 2003), siendo el cultivo que más extrae respecto a los típicos de la zona. Por otra parte, la caída del nivel de K en los primeros 20 cm de suelo no solo depende del balance del nutriente, sino también de la interacción con otras propiedades del suelo, como la dinámica de intercambio entre las fracciones de K (Wang *et al.*, 2004; Öborn *et al.*, 2005; Johnston, 2007; Fernández *et al.*, 2008) y/o de la interacción con las capas más profundas del perfil, la que dependiendo de su riqueza podría o no conducir a la de estratificación superficial de K (Bordoli & Mallarino, 1998; Jobbagy & Jackson, 2001; Mallarino & Borges, 2006). En la Argentina, la producción de granos se ha incrementado sustancialmente durante los últimos años, pasando de 60.000.000 Mg en el año 2000 a 115.000.000 en el 2015. Por lo tanto, es de esperar que una alta exportación de nutrientes y una baja reposición vía fertilizantes nos lleven a disminuciones en los valores disponibles de estos cationes.

Para la relación Ca+Mg/K se determinaron diferencias entre condición para el clúster 1 y 2 (Tabla 2). Esta mayor relación mostrada para la condición agrícola en estos clusteres sugiere una mayor extracción de K respecto a las otras dos bases. Esto podría deberse a que dicha región presenta una mayor historia agrícola con alta frecuencia de soja en las rotaciones (y en muchos casos con monocultivos). Para rendimientos promedios de soja, maíz, trigo y girasol, la soja exportaría de 0,58 a 4,45 veces más de K que el resto de los cultivos.

Para la relación Ca/Mg no se determinaron diferencias significativas entre condición de manejo para ningún clúster (Tabla 2). El escaso efecto de la agricultura sobre la relación Ca/Mg no fue lo esperado, debido a que todos los cultivos exportan más Mg que Ca y a que el primero podría estar expuesto a mayores pérdidas por lavado al ser retenido con menor fuerza que el Ca en el complejo de intercambio (Havlin *et al.*, 2005). Esto podría ser explicado por una mayor velocidad reposición de Mg por parte de fracciones no intercambiables.

En síntesis, los resultados sugieren que la disolución de minerales primarios y secundarios y la redeposición desde horizontes subsuperficiales a horizontes superficiales no fueron capaces de contrarrestar las pérdidas de los nutrientes debido a la exportación en granos, erosión y lavado, lo que ha resultado en caídas de la fracción intercambiable de las tres bases en estudio. Por otra parte, las relaciones entre cationes pueden utilizarse para determinar deficiencias del nutriente que se encuentra en el denominador, pero el problema principal que presentan es que su empleo puede derivar en conclusiones erróneas respecto a la suficiencia de ambos nutrientes. Esto ocurre ya que una misma relación puede significar deficiencia o suficiencia de ambos nutrients (Vaquez & Pagani, 2015). Por lo tanto esto sugeriría que es más importante la disponibilidad absoluta del nutriente que las relaciones entre los mismos y estas relaciones podrían ser evaluaciones complementarias a las de los valores absolutos para un correcto diagnóstico.

Tabla 2: Comparación de medias entre situación de manejo Agrícola y Pristino. Letras distintas indican diferencia significativa (p valor<0,05).

	Pristino					Agrícola				
Cluster	K	Ca	Mg	Ca/Mg	Ca+Mg/K	K	Ca	Mg	Ca/Mg	Ca+Mg/K
	------mg kg $^{-1}$--------			------mg kg $^{-1}$-------		--------mg kg $^{-1}$--------			-------mg kg $^{-1}$------	
Cluster 1	702 b	1520 b	268 b	3 a	5 a	624 a	1198 a	224 a	3 a	5,6 b
Cluster 2	702 b	1880 b	288 b	4 a	6 a	238 a	1420 a	215 a	4 a	8 b
Cluster 3	764 b	2920 b	342 b	5,1 a	10 a	620 a	2320 a	292 a	5,6 a	10 a

CONCLUSIONES

La actividad agrícola redujo la concetracion de bases intercambiables, del suelo respecto a la condición prístina en tres los cuatro clústeres.

La actividad agrícola aumentó la relación Ca+Mg/K solo en en Cluster 1 y 2, mientras que no produjo variaciones en la relación Ca/Mg, respecto a la condición prístina.

Los cambios producidos por la agricultura para el Cluster 2 fueron superiores a los del resto y el K, Ca y Mg fueron 66, 24 y 25 % menores respecto a la situación prístina. También en este se vio el mayor incremento en la relación Ca+Mg/K aumentando un 33 %.

BIBLIOGRAFÍA

- Barbazán, M; C Bautes; L Beux; M Bordoli; JD Cano; O Ernst; A García; F García & A Quincke. 2011. Fertilización potásica en cultivos de secano sin laboreo en Uruguay: rendimiento según análisis de suelos. Agroc. Uruguay 15(2): 93-99.
- Barbazan, MM; ME Conti & FO García. 2015. Potasio. En: Echeverría, HE & FO García (eds.). Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos. Vol. 2da edn. INTA. Buenos Aires, Argentina. pp 265-285.
- Bordoli, JM & AP Mallarino. 1998.Deep and shallow banding phosphorus and potassium as alternatives to broadcast fertilization for no-till corn. Agron. J. 90:27-33.
- Cruzate, G & R Casas. 2003. Balance de nutrientes. Revista fertilizar INTA año 8. Número Especial «Sostenibilidad». pp 7-13.
- Fernandez, FG; SM Brouder; CA Beyrouty; JJ Volenec; R Hoyum. 2008. Assement of Plant-Available Potassium for No-Till, Rainfed Soybean. Soil Sci. Soc. Am. J. 72:1085–1095.

- Fertilizar Asociación Civil. 2016. Consumo de fertilizantes en Argentina. http:// www.fertilizar.org.ar/Estadísticas. Consulta: septiembre de 2016
- Fontanetto, H; S Gambaudo; J Albrecht & M Sillón. 2012. Fertilización con calcio en soja en la región central de Santa Fe. Actas 21^0 Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo y 23^0 Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. En CD.
- Gelati, P & M Vázquez. 2008. Extracción agrícola de bases en el norte de la provincia de Buenos Aires, Argentina: costo de su remediación e implicancias económicas. Rev.Iberoam. Econ. Ecológica. 7: 117-129.
- Haby, VA; MP Russelle & EO Skogley. 1990. Testing soils for potassium, calcium, and magnesium. En: Westerman, RL (ed.) Soil testing and plant analysis.Vol. 3rd ed. SSSA, Madison, Wisconsin. pp. 181–227
- Havlin, JL; JD Beaton; SL Tisdale & WL Nelson.2005. Sulfur, Calcium, and Magnesium. En: J.L, Havlin; J.D., Beaton; S.L., Tisdal, S.L & W.L Nelson (eds). Soil fertility and fertilizers.Vol.7ma edn. Pearson Prentice Hall. New Jersey. pp. 219-243.
- Heredia, OS; G Cruate & R Rotondaro. 2012. Estado actual de los suelos pampeanos. En: XIX y XXIII del Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo y del Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. (CD Rom).
- Jobbagy, EG & RB Jackson. 2001. The distribution of soil nutrient with depth: Global patterns and imprint of plants. Biogeochemistry. 53: 51-77.
- Johnston, AE. 2009. Potassium, magnesium and soil fertility: long term experimental evidence. Naw. I Nawożenie (Fertilisers and Fertilization). 34: 89-124.
- Mallarino, AP & R Borges. 2006. Phosphorus and Potassium Distribution in Soil Following Long-Term Deep-Band Fertilization in Different Tillage Systems. Soil Sci. Soc. Am. J. 70:702–707.
- Öborn, I; Y Andrist-Rangel; M Askegaard; CA Grant; CA Watson & AC Edwards. 2005. Critical aspects of potassium management in agricultural systems.Soil Use Manage 21: 102-112.
- Oderiz, A; V Merani; G Millán; E Baridón; A Pellegrini & M Vázquez. 2012. Encalado de alfalfa en un Hapludol éntico de Trenque Lauquen (Buenos Aires). En: XIX y XXIII del Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo y del Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. (CD Rom).Panigatti, JL. 2010. Argentina 200 años, 200 suelos. Ed. INTA. Buenos Aires. pp. 345. Ilustraciones y cuadros. (CD Rom)
- Pinheiro J; D Bates; S DebRoy; D Sarkar & R Core Team. 2016. nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-117.
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [en línea] <http://www.R-project.org>.
- Sainz Rozas, HR; M Eyherabide; HE Echeverría; P Barbieri; H Angelini; GE Larrea; G Ferraris & M Barraco. 2013. ¿Cuál es el estado de la fertilidad de los suelos argentinos? Simposio Fertilidad 2013, organizado por IPNI y Fertilizar Asoc. Civil. (CD Rom)
- Sistema Integrado de Información Agropecuaria. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. 2016. http: //www.old.siia.gob.ar. Consulta: septiembre de 2016.
- Vázquez, M; ATerminiello; A Casciani; G Millán; P Gelati; J García Díaz; J Kostiria & M García. 2010. Evaluación del efecto de enmiendas básicas sobre la producción de alfalfa (Medicago sativa) y propiedades edáficas en ámbitos templados argentinos. Cien. suelo. 28: 141-154.
- Vazquez, MS & A Pagani. 2015. Calcio y Magnesio. Manejo de fertilización y enmiendas. En: Echeverría, HE & FO García (eds.). Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultvios. Vol. 2da edn. INTA. Buenos Aires, Argentina. pp 317-355.
- Wang, JJ; DL Harrell & PF Bell. 2004.Potassium Buffering Characteristics of Three Soils Low in Exchangeable Potassium. SoilSci. Soc. Am. J. 68: 654–661.
- Warncke, D & JR Brown. 1998. Potassium and other basic cations. En: Brown, J (ed). Recommended chemical soil test procedures for the north central region. Missouri Agricultural Experiment Station SB 1001, Columbia, MO. pp 7.1–7.3

C3P48. VARIABILIDAD ESPACIAL DE CATIONES BÁSICOS EN SUELOS AGRÍCOLAS Y PRÍSTINOS DE LA REGIÓN PAMPEANA

Larrea, Gastón. E.; Sainz Rozas, Hernán. R; Puricelli, Marino. M.; Eyherabide, Mercedes y Wyngaard, Nicolás .

Unidad Integrada Balcarce INTA-Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Ruta Nac. 226 km 73,5, Balcarce, Buenos Aires, Argentina larrea.gaston@inta.gob.ar

RESUMEN

Los procesos y atributos de suelo que afectan a los cultivos varían en el espacio y tiempo. Los objetivos de este trabajo fueron evaluar la variabilidad espacial del Ca, Mg, K y de las relaciones Ca+Mg/K y Ca/Mg en suelos prístinos y con prolongada historia agrícola de la región pampeana argentina (RP) . Para esto se utilizaron muestras (n=1200) recolectadas durante el año 2010 y 2011 de suelos de aptitud agrícola. En cada lugar, para la misma serie de suelo, se tomó una muestra en la situación de manejo antes mencionada y una de suelo prístino o pseudo prístino. Las variables que se analizaron fueron los contenidos de Ca, Mg, K intercambiables y se calcularon las relaciones Ca+Mg/K y Ca/Mg. Dada la falta de Normalidad que presentaban los datos se utilizó la prueba de Kruskal y Wallis para probar si diferentes muestras provienen o no de la misma población. Para analizar la distribución espacial se elaboraron variogramas según la dirección de máxima variabilidad. Los análisis geoestadisticos mostraron que, en suelos prístinos las variables presentan una clara continuidad espacial con rangos de entre 150 a 350 km y en ambientes agrícolas los rangos variaron de 93 a 268 km, correspodiendo al K el menor valor. Esto indicaría que el efecto antrópico aumentó la variabilidad espacial de este nutriente. En sintesis, la actividad agrícola aumentó la variabilidad espacial de los cationes intercambiables y el K fue el que mostró los mayores cambios. Esto mismo se vió reflejado en la relación Ca+Mg/K donde el rango se acortó por el efecto de la agricultura. Los cambios encontrados sugieren que para el análisis regional de Ca, Mg, K y de sus relaciones una adecuada red de muestreo debería considerar no superar los 93 km entre las estaciones de muestreo.

Palabras claves: calcio, magnesio, potasio

INTRODUCCIÓN

Los procesos y atributos de suelo que afectan el desempeño de los cultivos varían en el espacio y tiempo (Mulla & Schepers, 1997). A escala regional, el material original, el clima, los patrones de uso de la tierra, el tipo de vegetación y las características del relieve son los determinantes de la variación espacial y temporal (Mallarino & Vittry, 2004). A nivel de lote, la topografía es uno de los principales factores que origina variabilidad espacial por su efecto en la distribución de agua y sedimentos (Ceddia *et al*., 2009). Sin embargo, las prácticas de manejo como la orientación de los surcos, método de aplicación de nutrientes, las labores mecánicas y compactación pueden dominar las causas de variabilidad a escalas pequeñas (Mallarino & Vittry, 2004), alterando atributos químicos, físicos, y biológicos del horizonte superficial (Corá *et al.*, 2004).

En la Argentina, la producción de granos se ha incrementado durante los últimos años al igual que la práctica de la fertilización con N y P. Sin embargo, la reposición de bases (Ca, Mg y K) ha sido nula o escasa (Sainz Rozas *et al.*, 2013). La extracción de estos nutrientes depende del cultivo. Para maíz, trigo y soja con un rendimiento de 10, 5 y 4 Mg ha^{-1}, la exportación de Ca en los granos será de 2,2, 2 y 12 kg ha^{-1}; la de K de 34, 17 y 67 kg ha^{-1}; y la de Mg de 9, 8 y 11 kg ha^{-1}, respectivamente (Barbazan *et al.*, 2015; Vázquez & Pagani, 2015). Estos datos sugieren que la variabilidad espacial para Ca y K dependerá en mayor medida de los cultivos predominantes en cada zona, mientras que la de Mg sería menos afectada por la secuencia de cultivos. A su vez, los contenidos de bases intercambiables y la relación entre las mismas pueden presentar elevada variabilidad sitio específica, generada por el tipo de suelo y por la actividad antrópica. La geoestadística provee un medio para caracterizar y cuantificar esta variabilidad espacial (Gallardo & Maestre, 2008; White *et al.*, 1997; Oliver & Webster, 2014). Conocer la forma en que varían estas variables en el espacio (patrón espacial), podría ser clave para diseñar esquemas de muestreo de suelo que permitan monitorear la evolución de estos nutrientes a escala regional. No obstante, hasta el momento no se conoce la naturaleza y el grado de variabilidad espacial de las bases intercambiables y de la relación entre las mismas en suelos de la región pampeana argentina (RP).

Si bien se han informado los niveles de extracción de cationes por los cultivos para diferentes zonas de la RP, no existe información actualizada del efecto de la agricultura sobre la distribución espacial de las distintas bases y del cambio en esta respecto a suelos inalterados. A efectos de aportar información que permita conocer el comportamiento

espacial de los cationes intercambiables , el objetivo de este trabajo fue evaluar la variabilidad espacial del Ca, Mg y K y de las relaciones Ca+Mg/K y Ca/Mg en suelos prístinos y con prolongada historia agrícola de la RP .

MATERIALES Y MÉTODOS

Para este trabajo se utilizaron muestras recolectadas durante el año 2010 y 2011 de sitios de aptitud agrícola seleccionadas al azar de la RP (desde los 31° a los 39° S y desde los 58° a los 64° W). En este muestreo se abarcó un área de aproximadamente 27.000.000 ha, exceptuando la denominada Pampa deprimida del salado. Los suelos de esta región pertenecen en su gran parte al gran grupo de los Argiudoles, Hapludoles, Haplustoles, Peludert y Torripsament. Se recogieron muestras georreferenciadas de aproximadamente tres sitios por partido y/o departamento (n=1200). En cada lugar, para la misma serie de suelo, se tomó una muestra representativa (0-20 cm) en situación de manejo agrícola (mínimo 15 años de agricultura) y una de suelo prístino o pseudo prístino (parque, pastura o clausura y alambrados no disturbados).

El suelo fue secado en estufa a 30°C y molido con martillo de madera para evitar contaminación. La muestra una vez cuarteada fue tamizada por 2 mm. Las variables que se analizaron en este trabajo fueron los contenidos de Ca, Mg, K intercambiables (Haby *et al*., 1990). A su vez se calcularon las relaciones Ca+Mg/K y Ca/Mg. Las bases intercambiables se determinaron utilizando acetato de amonio 1N a pH 7 como extractante y la relación suelo/solución utilizada fue de 2/20 (2 g de suelo/20 ml de acetato de amonio), con un tiempo de agitación de 30 minutos a 200 golpes por minuto (Warncke & Brown, 1998). Este filtrado fue utilizado para cuantificar el Ca y Mg por absorción atómica y el K por emisión de llama. Los resultados se expresaron en cmol kg^{-1}. Las relaciones Ca+Mg/K y Ca/Mg se estimaron a partir de los resultados expresados en $cmol_c$ kg^{-1}.

Para cada condición (suelos con prolongada historia agrícola y prístinos o pseudo-prístinos) se calcularon estadísticos descriptivos como la media, mediana, desvío estándar, valores mínimos y máximos, percentíles, asimetría y curtosis. Se utilizó la prueba no paramétrica de análisis de medianas de Kruskal & Wallis (1952) para probar si diferentes muestras provienen o no de la misma población, utilizando un nivel de significancia del 5%. Para esto se utilizó el programa (R, 2016).

La distribución espacial se analizó mediante técnicas geoestadísiticas (White *et al.*, 1997). Para su aplicación se analizaron los datos originales a fin de comprobar la normalidad en la distribución de frecuencias y la presencia de tendencia espacial, para su eliminación (Olea, 2009). Posteriormente, se elaboraron los variogramas según la dirección de máxima variabilidad. Para la realización de esto se utilizó el programa SADA versión 5.0.78 (2014).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se presentan los estadísticos descriptivos de los atributos edáficos estudiados. Para ambas condiciones de uso del suelo las variables mostraron desviación de la normalidad ($P<0,10$) y exhibieron valores positivos de asimetría y curtosis (Tabla 1). Esto indica una mayor frecuencia de valores elevados y mayor concentración de los mismos alrededor de la mediana. A su vez, esta última fue menor que el valor promedio, lo que es característico también de poblaciones sin distribución normal.

Los coeficientes de variación de las variables estudiadas fueron altos (Tabla 1) para ambas condiciones de manejo, lo que sugeriría una alta variabilidad regional. Esto podría ser debido en parte a la heterogeneidad en el material madre ocasionado por aportes de distintas procedencia (Morras, 1997; Zarate, 2003), a diferencias en procesos pedogenéticos, y a diferencias en el manejo de los suelos y a los cultivos predominantes en cada zona. A modo de ejemplo el monocultivo de soja es característico de la zona norte de la RP y también existe mayor historia de aplicación de Ca en dichos sitios por la fertilización de SO_4Ca, dado que fue donde primero se observaron deficiencias de S (Salvagiotti *et al.*, 2004; Echeverria *et al.*, 2015).

A partir del análisis geoestadístico de la distribución espacial de los datos se calibraron modelos de variogramas esféricos para cada una de las variables analizadas (Tabla 2). En suelos prístinos, los variogramas señalan que los datos presentan una clara continuidad espacial, con rangos de entre 150 a 350 km, según el nutriente (Figura 1). En ambientes agrícolas, la distribución espacial de los valores mostró menor continuidad, ya que los rangos variaron de 93 a 268 km, correspodiendo el menor valor al K (Figura 1). Esto indicaría que el efecto antrópico aumentó la variabilidad espacial del

K, disminuyendo la distancia a la cual dos valores muestrales están relacionados entre si. Para un nivel de rendimiento promedio de soja de 4 Mg ha^{-1}, se extrae 5,58 y 6,09 veces mas de K que de Ca y Mg (Barbazán *et al*., 2015; Vázquez y Pagani, 2015). Por lo tanto, es factible que cambios zonales de las prácticas de manejo de suelo y cultivo (labranzas, rotaciones, fertilización, riego, etc) afecten en mayor medida a nutrientes de elevada extracción, aumentando así su variabilidad espacial. Excepto en el caso del K en suelos prístinos, el efecto pepita no se destacó en los variogramas experimentales, lo que sugiere una baja incertidumbre en el muestreo y en la determinación analítica (Figura 1).

De la misma forma, las relaciones Ca+Mg/K y Ca/Mg muestran en general valores altos de continuidad espacial. No obstante, en suelos bajo agricultura el rango se acortó para la relación Ca+Mg/K, mientras que se mantuvo constante para la relación Ca/Mg, esto se explicaría por el aumento de la variabilidad espacial del K en suelos bajo agricultura (Figura 1).

En sintesis , los resultados encontrados muestran que el patron espacial de los tres cationes y de las relaciones se vió afectado por la situación de manejo. A su vez, se determinó que la distribución espacial del K fue la mas afectada, lo cual puede ser atribuido en parte a su alta extracción en granos.

Tabla 2: Estadísticos descriptivos de, calcio (Ca), magnesio (Mg) y potasio (K) intercambiables y de sus relaciones en muestras superficiales (0-20 cm de profundidad) de suelos bajo condición prístina o pseudo-prístina y con prolongada historia agrícola de la RP (región pampeana argentina). Letras distintas indican diferencia significativa (p valor<0,05).

	Condición de uso de suelo									
	Pristino					Agrícola				
Estadísticos	mg kg^{-1}			cmol kg^{-1}		mg kg^{-1}			cmol kg^{-1}	
	K	Ca	Mg	Ca+Mg/K	Ca/Mg	K	Ca	Mg	Ca+Mg/K	Ca/Mg
Percentil (0,25)	600	1466	238	5,1	3	460	1214	194	5,3	3
Percentil (0,50)	709a	1952a	288a	6,5a	3,8a	569b	1556b	230b	7,1a	3,8a
Percentil (0,75)	842	2700	353	8,7	5,3	670	2000	287	9,5	5,1
Percentil (1,00)	1630	6160	776	52	17,7	1368	5600	607	59	17
Promedio	733	2194	303	7,6	4,5	569	1718	250	7,9	4,3
Desvío estándar	199	1096	100	4,7	2,4	163	784	84	4,6	2
Valor mínimo	144	256	77	2,1	0,9	152	400	60	2,2	0,9
Valor máximo	1630	6160	776	52	17,7	1368	5600	607	59	17
Asimetría	0,8	1,2	1,1	4,2	1,9	0,46	1,4	1,4	4,6	2,2
Curtosis	2,14	1,39	2,4	28,7	5,14	1,04	2,7	3,3	38,55	5,9
CV%	27	50	33,2	61,2	52,8	29	45,6	33,7	58,5	46,5

Tabla 2: Parámetros de los modelos ajustados a los semivariogramas estandarizados de la Figura 1. a0= alcance, c0= contribución a la meseta, n= efecto pepita.

	Condición de uso de suelo							
	Pristino				Agrícola			
Elemento	Modelo	a0	c0	n	Modelo	a0	c0	n
Ca	Esférico	206856,594	3,67E-001	0,0477	Esférico	223591,0	0,0269	0,0032
K	Esférico	150579,422	1,50E-002	0,0163	Esférico	92782,7	0,0076	0,0038
Mg	Esférico	347374,864	4,95E-002	0,0248	Esférico	267700,8	0,0160	0,0048
(Ca+Mg)/K	Esférico	225104,375	9,98E-002	0,0524	Esférico	173616,5	0,1198	0,0171
Ca/Mg	Esférico	179475,109	9,72E-002	0,0529	Esférico	174844,0	0,0974	0,0355

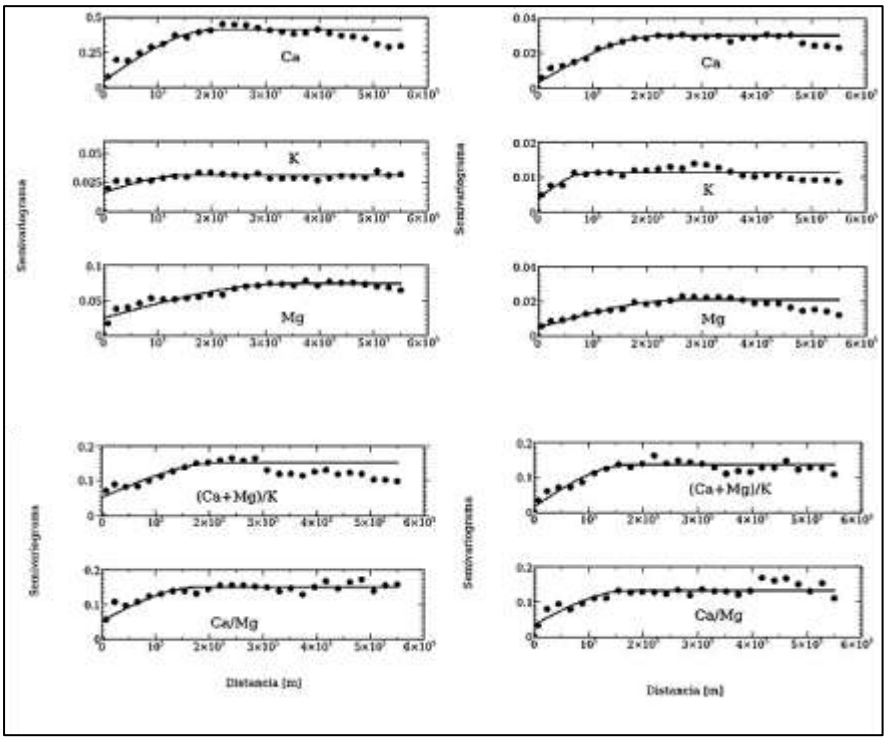


Figura 7. Semivariogramas experimentales (circulos) y modelos teóricos ajustados (linea continua) para cationes intercambiables (Ca, Mg y K) y sus relaciones (Ca+Mg/ K y Ca/Mg) de suelos bajo condición prístina o pseudo-prístina y con prolongada historia agrícola de la RP (región pampeana argentina).

CONCLUSIONES

La actividad agrícola aumentó la variabilidad espacial de todos los cationes intercambiables. El K es el que mostró los menores valores de continuidad espacial seguido por el Ca y Mg . Esto mismo se vió reflejado en la relación Ca+Mg/K donde el rango se acortó por el efecto de la agricultura, mientras que la relación Ca/Mg se mantuvo constante. Esto se explicaría por el aumento de la variabilidad espacial del K en suelos bajo agricultura. También los resultados encontrados sugieren que para el análisis regional de Ca, Mg, K y de sus relaciones, una adecuada red de muestreo debería considerar que la distancia máxima entre las estaciones debería ser de 93 km.

BIBLIOGRAFÍA

- Barbazán, M; C Bautes; L Beux; M Bordoli; J Cano; O Ernst; F García; F García & A Quincke. 2011. Fertilización potásica en cultivos de secano sin laboreo en Uruguay: rendimiento según análisis de suelos. Agroc. Uruguay 15(2): 93-99.
- Barbazan, MM; ME Conti & FO García. 2015. Potasio. En: Echeverría, HE & FO García (eds.). Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos. Vol. 2da edn. INTA. Buenos Aires, Argentina. pp 265-285.
- Corá, JE; AV Araújo; GT Pereira & JMG Beraldo. 2004. Variabilidade espacial de atributos do solo para adoçao do sistema de agricultura de precisao na cultura de cana-de-açúcar. Rev. Bras. Ciênc. Solo 28(6): 1013-1021.
- Echeverría, H E, y N I Reussi Calvo. 2015. Azufre. En: Echeverría, HE & FO García (eds.). Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos. Vol. 2da edn. INTA. Buenos Aires, Argentina. pp 349-350.
- Gallardo, A & FT Maestre. 2008. Métodos geoestadísticos para el análisis de datos ecológicos espacialmente explícitos. En: Maestre, FT, Escudero, A & A Bonet (eds.). Introducción al análisis espacial de datos en ecología y ciencias ambientales: métodos y aplicaciones. Dykinson, Madrid. pp.215-272.
- Haby, VA; MP Russelle & EO Skogley. 1990. Testing soils for potassium, calcium, and magnesium. En: Westerman, RL (ed.) Soil testing and plant analysis.Vol. 3rd ed. SSSA, Madison, Wisconsin. pp. 181–227
- Kruskal, WH & WA Wallis. 1953. Errata: Use of ranks in one-criterion variance analysis. Journal of the American statistical Association. 48 (264): 907-911.
- Mallarino, AP & DJ Wittry. 2004. Efficacy of grid and zone soil sampling approaches for site-specific assessment of phosphorus, potassium, pH, and organic matter. Precis. Agric. 5(2): 131-144.

- Oliver, MA & R Webster. 2014. A tutorial guide to geostatistics: computing ando modelling variograms and kriging. utorial guide to geostatistics: Computing and modelling variograms and kriging. Catena 113: 56-69.
- Olea, RA. 2009. A practical primer on geostatistics. United States Geological Service, Open-File Report 2009-1103. 346 pp.
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. [en línea] <http://www.R-project.org>.
- Sainz Rozas, HR; M Eyherabide; HE Echeverría; P Barbieri; H Angelini; GE Larrea; G Ferraris & M Barraco. 2013. ¿Cuál es el estado de la fertilidad de los suelos argentinos? Simposio Fertilidad 2013, organizado por IPNI y Fertilizar Asoc. Civil. (CD Rom).
- Salvagiotti, F; G Ferraris; A Quiroga; M Barraco; H Vivas; P Prystupa; HE Echeverria, HE & FHG Boem. 2012. Identifying sulfur deficient fields by using sulfur content; N: S ratio and nutrient stoichiometric relationships in soybean seeds. Field crops research. 135: 107-115.
- University of Tennessee Research Corporation. 2008. Spatial Analysis and Decision Assistance (SADA) Version 5.0. Institute for Environmental Modeling, University of Tennessee, USA. [Programa disponible al público].
- Vázquez, M; Terminiello, A; Casciani, A; Millán, G; Gelati, P; García Díaz, J; J Kostiria & M García. 2010. Evaluación del efecto de enmiendas básicas sobre la producción de alfalfa (Medicago sativa) y propiedades edáficas en ámbitos templados argentinos. Cien. suelo. 28: 141-154.
- Vazquez, MS & A Pagani. 2015. Calcio y Magnesio. Manejo de fertilización y enmiendas. En: Echeverría, HE & FO García (eds.). Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos. Vol. 2da edn. INTA. Buenos Aires, Argentina. pp 317-355.
- Warncke, D & JR Brown. 1998. Potassium and other basic cations. En: Brown, J (ed). Recommended chemical soil test procedures for the north central region. Missouri Agricultural Experiment Station SB 1001, Columbia, MO. pp 7.1–7.3
- White, JG; RM Welch & WA Norvell. 1997. Soil Zinc Map of the USA using Geostatistics and Geographic Information Systems. Soil Sci. Soc. Am. J. 61:185-194.

C3P49. CONCENTRACIÓN DE FÓSFORO EN PECÍOLO COMO INDICADOR DEL ESTADO NUTRICIONAL EN EL CULTIVO DE PAPA

Lattour, Kevin[1*]; Zamuner, Ester C.[2]; Reussi Calvo, Nahuel I.[3] y Echeverría, Hernán. E[2].

[1] Becario Doctoral CIC (Comisión de Investigaciones Científicas).
[2] Unidad Integrada INTA-FCA (UNMdP). Ruta 226 km 73,5. CC 276 (B7620EMA) Balcarce, Buenos Aires. Argentina.
[3] Investigador de CONICET y laboratorio de suelo FERTILAB. Moreno 4524, CP 7600, Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina.
*lattour.kevin@inta.gob.ar

RESUMEN

La papa (*Solanum tuberosum* L.) es un cultivo que requiere cantidades altas de fósforo (P), siendo habitual la aplicación de fertilizantes fosfatados a la plantación para asegurar una adecuada nutrición y un alto rendimiento. El estado nutricional fosfatado del cultivo, durante el ciclo de crecimiento, puede monitorearse a través del análisis de pecíolo. El objetivo de la investigación fue determinar la concentración crítica de fósforo soluble en pecíolo (Ps) durante el ciclo, que no limite el rendimiento del cultivo. Se realizaron 4 ensayos de fertilización fosfatada, cv. Innovator, en el sudeste bonaerense. En cada sitio se compararon cuatro dosis de P (0, 50, 100 y 150 kg P ha^{-1}) dispuestas en diseño experimental en bloques completos y aleatorizados con tres repeticiones. Los resultados indican que la concentración de Ps aumentó significativamente con las dosis de P (de 934 a 1413 mg kg^{-1} para la dosis de 0 y 150 kg P ha^{-1}, respectivamente). Además, la concentración de Ps varió con el momento del ciclo, siendo máxima a los 70 después de plantación (DDP), para luego disminuir con la madurez del cultivo. El rendimiento varió entre 38 y 68 Mg ha^{-1} de tubérculo fresco, y no incrementó por el agregado de P. La concentración crítica de Ps que permitió un diagnóstico correcto fue de 1115, 1425, 1235 y 1000 mg kg^{-1} a los 60, 70, 80 y 90 DDP, respectivamente. Estos resultados proponen considerar umbrales variables de Ps de acuerdo a la etapa de crecimiento del cultivo.

Palabras claves: diagnóstico, Innovator, umbrales.

INTRODUCCIÓN

La papa es un cultivo de elevado rendimiento, y se caracteriza por tener menor densidad y longitud de raíces que el arroz (*Oryza sativa*), el trigo (*Triticum aestivum*) y la soja (*Glycine max*) (Iwama, 2008; Fixen & Bruulsema, 2014), lo cual limita la exploración del suelo (Rosen *et al*., 2014; Fixen & Bruulsema, 2014). Por lo tanto, es necesaria una adecuada nutrición fosfatada desde los estadios iniciales de crecimiento hasta la madurez. Con la finalidad de asegurar una adecuada nutrición y un alto rendimiento, es habitual la aplicación de elevadas dosis de fertilizantes fosfatados a la plantación. Una correcta nutrición de la planta con P mejora el crecimiento, el rendimiento, la calidad del tubérculo y la resistencia a ciertas enfermedades (Rosen *et al*., 2014).

El estado nutricional fosfatado del cultivo de papa, durante el ciclo de crecimiento, puede monitorearse mediante el análisis de tejido vegetal. La concentración de P en pecíolo, es una metodología sencilla, habitualmente utilizada para definir deficiencias de P en la planta (Hegney *et al*., 2000). La misma se basa en la determinación de la concentración de Ps en los pecíolos de la primer hoja totalmente expandida (cuarta hoja sub-apical). Se considera que la tasa de producción de materia seca es adecuada para el crecimiento de tubérculos cuando la concentración de Ps en pecíolos es mayor a 1000 mg kg^{-1}, en cualquier momento de desarrollo del cultivo. Este umbral fue establecido por Westermann & Kleinkopf (1985) para la variedad Russet Burbank. Sin embargo, en estudios más recientes, no se ha encontrado una relación consistente entre la dosis de fertilizante fosfatado y la concentración de Ps (Hegney *et al*., 2000; Rosen & Bierman, 2008; Mohr & Tomasiewicz, 2011).

El objetivo del presente trabajo es evaluar si la concentración de Ps en pecíolo permite caracterizar el estatus fosfatado del cultivo de papa en el sudeste bonaerense.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron cuatro ensayos en lotes de producción de papa cv. Innovator, ubicados en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, durante la campaña agrícola 2016-17. Las características edáficas de los primeros 20 cm de suelo de cada sitio se muestran en la Tabla 1. Se utilizó un diseño en bloques completos aleatorizados, con tres repeticiones. La unidad experimental fue de 68 m^2 (parcelas de 8 surcos de 10 m de largo separados 0,85 m). Con la finalidad de que el N no sea limitante, se agregaron 100 kg ha^{-1} de urea (46-0-0) a la plantación y 150 kg ha^{-1} de urea al aporcar el cultivo.

Tabla 1: Características del suelo (0-20 cm) y manejo del cultivo.

Sitio	P-Bray (mg kg^{-1})	pH	MO (%)	N-NO_3 (mg kg^{-1})	Plantación	Cosecha
1	30,3	5,9	5,3	51,0	12/10/16	07/03/17
2	31,1	6,6	6,3	39,3	27/10/16	02/03/17
3	38,2	6,1	4,1	29,8	08/11/16	22/03/17
4	41,5	5,5	6,1	31,5	28/10/16	17/03/17

MO: materia orgánica.

Se evaluaron 4 tratamientos de fertilización, que consistían en un testigo sin fertilizar con P y tres dosis de fertilización con P (50, 100 y 150 kg P ha^{-1}). Se las denominó T0, T1, T2 y T3, respectivamente. Las dosis de 100 y 150 kg P ha^{-1} se aplicaron fraccionadas (en pre-plantación y plantación). La fuente de P utilizada fue superfosfato triple de calcio (P_2O_5: 46%). La preparación del suelo, plantación y conducción del cultivo fue realizada de acuerdo con la modalidad de la zona. Se recolectaron 40 pecíolos de la primera hoja totalmente expandida del tallo principal a los 60, 70, 80, 90 y 100 DDP, los cuales fueron secados en estufa a 60°C hasta alcanzar peso constante. Luego se determinó la concentración de Ps por extracción con ácido acético (Johnson & Ulrich, 1959). La concentración de P en las soluciones se determinó colorimétricamente (Murphy & Riley, 1962). A la madurez fisiológica del cultivo, se cosecharon los tubérculos de 4 metros lineales de cada unidad experimental y se pesaron para determinar el rendimiento total (Mg ha^{-1}).

Los resultados se analizaron con el programa Statiscal Analysis Systems (SAS) (SAS, Institute, 2002). El efecto de los tratamientos de fertilización a la plantación sobre el rendimiento total y la concentración de Ps en pecíolo, fueron analizados utilizando el PROC MIXED. El sitio y los bloques se consideraron factores aleatorios, y los tratamientos y DDP los factores fijos. Las medias entre tratamientos fueron comparadas utilizando el test de DUNCAN ($P<0,05$).

La relación entre rendimiento relativo (RR= rendimiento del tratamiento/mayor rendimiento obtenido en ese sitio *100) y la concentración de Ps de los pecíolos en diferentes momentos del ciclo de crecimiento, fue estimada usando la metodología propuesta por Cate & Nelson (1971). Para ello fue necesario definir una reducción en RR aceptable y el umbral critico de Ps en pecíolo. Así quedaron definidos 4 cuadrantes: 1) plantas con concentración de Ps menor al umbral y RR mayor al 90% (diagnóstico incorrecto); 2) plantas con concentración de Ps mayor al umbral y RR mayor al 90% (diagnóstico correcto); 3) plantas con concentración de Ps menor al umbral y RR menor al 90% (diagnóstico correcto), y por último 4) plantas con concertación de Ps mayor al umbral y RR menor al 90% (diagnóstico incorrecto). Los cuadrantes 1 y 3 se consideran positivos, y los 2 y 4 negativos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Fósforo soluble en pecíolos

Si bien la disponibilidad inicial de P en el suelo fue elevada (mayor a 30 mg kg^{-1}) en todos los sitios, el aumento de la dosis de P incrementó significativamente ($P<0,05$) la concentración de Ps en pecíolo (Tabla 2). Maier *et al.* (1994) determinaron que la aplicación de P aumenta la concentración de P en pecíolo y que ésta es mayor en la variedad Kennebec que en Atlantic. Freeman *et al.* (1998) evaluaron los cultivares Russet Burbank & Kennebec y concluyeron que la fertilización fosfatada incrementa la concentración de P en pecíolo en todos los estadios de crecimiento en ambos cultivares. De manera similar Hopkins *et al.* (2010), Mohr *et al.* (2011) y Rosen (2008) indican un aumento de la concentración de P en pecíolos con el aumento de las dosis de P a la plantación en Russet Burbank.

Tabla 2: Concentración de fósforo soluble (Ps) en pecíolo, promedios y desvió estándar (DS) de sitios y DDP, para dosis de P.

Tratamiento	Ps (mg kg^{-1})	DS
T0	933,8 c	253,8
T1	1062,5 c	334,5
T2	1201,6 b	317,3
T3	1412,7 a	354,4

Valores seguidos por letras distintas indican diferencias significativas ($P<0,05$) según el test de Duncan.

La evolución de la concentración de Ps en pecíolos a lo largo del ciclo se muestra en la Figura 1. La máxima concentración se determinó a los 70 DDP, lo cual coincide con el inicio de llenado de tubérculos. Luego de dicho periodo, la misma disminuyo posiblemente debido a la translocación de P desde la parte aérea hacia los tubérculos que se produce con la madurez del cultivo. Similar tendencia fue reportada para la concentración de P total en pecíolo, en la variedad Russet Burbank, por Westermann & Kleinkopf (1985), Freeman *et al*. (1998) y Sanderson *et al*. (2003). La variación en la concentración de Ps durante el ciclo de crecimiento resalta la importancia de considerar el momento de muestreo si se quiere usar este parámetro como indicador del estado nutricional del cultivo.

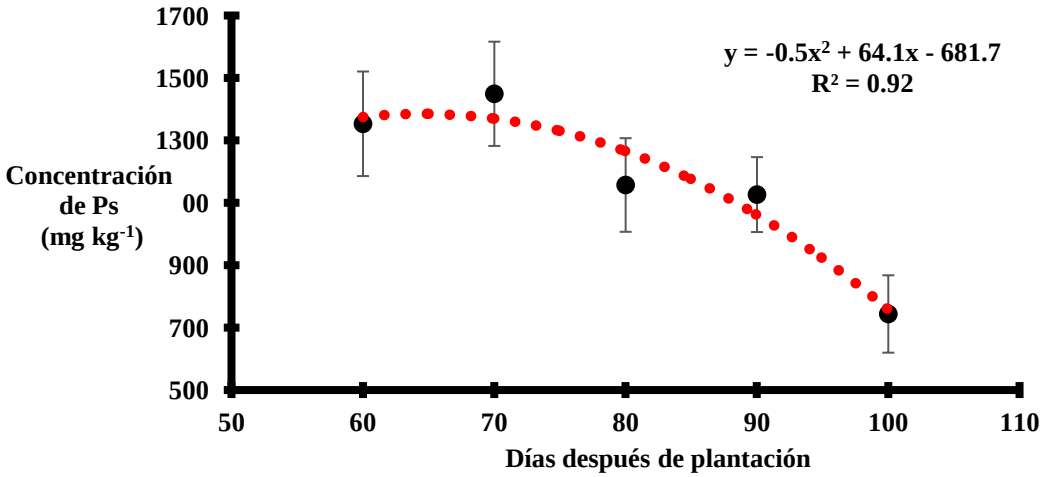


Figura 1: Concentración de fósforo soluble en pecíolos (Ps) a lo largo del ciclo del cultivo. El valor representa el promedio de todas las dosis. Las barras verticales indican el desvió estándar de la concentración de Ps en cada momento del ciclo.

Rendimiento

El rendimiento en tubérculos varió entre 38 y 69 Mg ha^{-1} (Tabla 3), según el tratamiento y el sitio experimental. Este rango de valores es similar al mencionado por Caldiz (2006) para cultivos de la región, con rendimientos promedio de 40 Mg ha^{-1} y máximos de 70 Mg ha^{-1}. Si bien se observó como tendencia un incremento en el rendimiento por el agregado de P, el mismo fue no significativo (Tabla 3). Esta falta de respuesta a la fertilización está asociada a la alta disponibilidad inicial de P en el suelo previo a la plantación (Tabla 1). Zamuner *et al*. (2016) determinaron que cuando la disponibilidad inicial de P-Bray en el suelo es mayor a 32 mg kg^{-1}, el RR es mayor al 95%.

Tabla 3: Rendimiento total para distintas dosis de P aplicadas a la plantación.

Tratamiento	Rendimiento Total (Mg ha^{-1})				
	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4	Promedio
T0	52,7	59,3	37,9	52,0	50,5
T1	52,8	58,0	44,6	59,2	53,9
T2	53,9	60,7	47,9	61,4	56,0
T3	58,8	68,8	47,4	60,9	62,8

Concentración de Ps en pecíolo como estimador del estatus fosfatado del cultivo

En la Figura 2 se observa la variación en el RR en función del Ps, para diferentes momentos del ciclo. Cuando se utiliza como umbral crítico el valor de concentración de Ps indicado en la bibliografía (1000 mg kg^{-1}, línea vertical), el conteo de puntos en los cuadrantes positivos (2 y 3) muestra un 63 %, 54%, 54%, 86% y 38% de casos correctamente diagnosticados para los 60, 70, 80, 90 y 100 DDP, respectivamente. Aunque la mejor predicción del rendimiento se obtuvo a los 90 DDP, esta fecha de muestreo no permitiría realizar correcciones nutricionales debido a que representa un estadio avanzado en el ciclo del cultivo.

Para los estadios de 60, 70 y 80 DDP, la predicción del RR mejoró cuando se utilizó como umbral de concentración de Ps el valor que maximizó los puntos en los cuadrantes 2 y 3. Los nuevos valores umbrales fueron de 1115, 1425, 1235 mg kg^{-1}, respectivamente (Figura 2). Es válido remarcar que dichos valores siguen la misma tendencia que la concentración de Ps mostrada en la Figura 1, con un valor máximo a los 70 DDP y disminuyendo con la madurez del cultivo. Además, mediante el conteo de puntos en los cuadrantes positivos se determinó un 75%, 79% y 58% de muestras correctamente diagnosticadas para los estadios de 60, 70 y 80 DDP, respectivamente. Para los 90 DDP el umbral coincide con el indicado por Westermann & Kleinkopf (1985), mientras que a los 100 DDP no fue posible realizar un ajuste confiable. En síntesis, la concentración de Ps en pecíolo realizada a los 60 o 70 DDP permitiría caracterizar el estatus fosfatado cuando todavía es posible realizar correcciones con fertilización foliar, si fuese necesario. No obstante, esta información debería ser válida en ambientes con baja de disponibilidad de P inicial y alta respuesta en rendimiento al agregado de dicho nutriente.

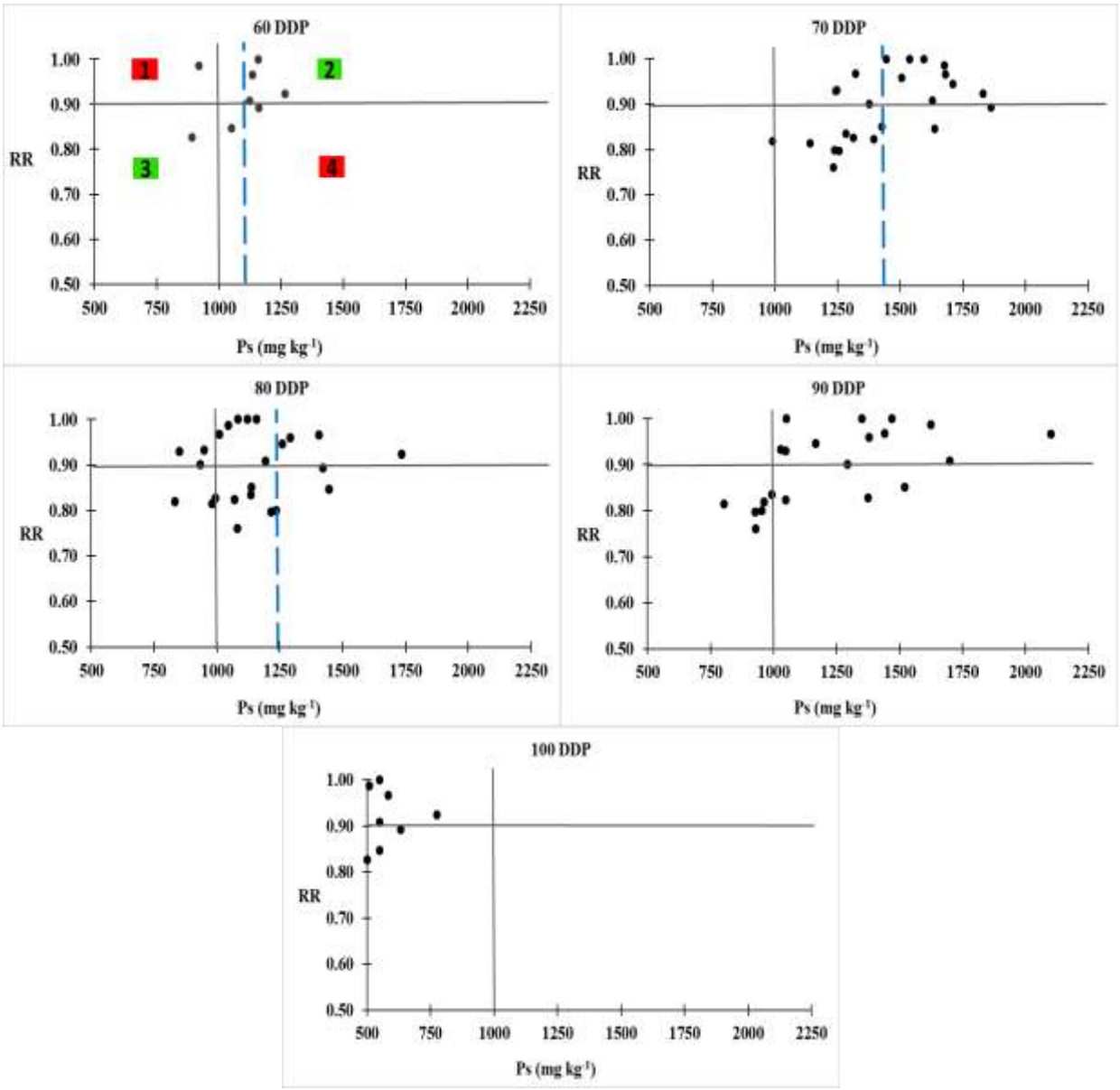


Figura 2: Relación entre la concentración de fósforo soluble (Ps) en pecíolo y el rendimiento relativo (RR) para diferentes momentos muestreos. DDP: días desde plantación. La línea vertical representa el umbral internacional (1000 mg kg^{-1}). La línea vertical punteada representa el umbral ajustado en el presente trabajo.

CONCLUSION

La concentración de Ps aumentó con el agregado de P a la plantación y disminuyó hacia la madurez. Estos resultados ponen en evidencia la necesidad de considerar umbrales variables de Ps de acuerdo a la etapa de crecimiento que se encuentre el cultivo, y no un umbral fijo para todo el ciclo.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo presenta resultados parciales de la Tesis de Doctorado (FCA-UNMP) del Ing. Agr. Kevin Lattour y fue financiado por el proyecto de investigación Diagnóstico foliar de nutrientes en papa para industria aprobado por la UNMdP (Código: Min.: 15/A529 Univ.: AGR527/17).

BIBLIOGRAFÍA

- Caldiz, DO. 2006. Producción, cosecha y almacenamiento de papa en la Argentina. McCain Argentina SA, Balcarce-BASF Argentina SA, Capital Federal. Argentina. 226 p.
- Cate, RB & LA Nelson. 1971. A simple statistical procedure for partitioning soil test correlation data into two classes. Soil Science Society of America Journal 35:658-660.
- Fixen, PE & TW Bruulsema. 2014. Potato Management Challenges Created by Phosphorus Chemistry and Plant Roots. Am. J. Potato Res. 91: 121-13.
- Freeman, KL; PR Franz & RW de Jong. 1998. Effect of phosphorus on the yield, quality and petiolar phosphorus concentrations of potatoes (cv. Russet Burbank and Kennebec) grown in the krasnozem and duplex soils of Victoria. Australian Journal of Experimental Agriculture. 38: 83-93.
- Hegney, MA; IR Mc Pharlin & RC Jeffery. 2000. Using soil testing and petiole analysis to determine phosphorus fertiliser requirements of potatoes (Solanum tuberosum L. cv. Delaware) in the Manjimup-Pemberton region of Western Australia. Animal Production Science 40: 107-117.
- Hopkins, BG; JW Ellsworth; AK Shiffler; AG Cook & TR Bowen. 2010. Monopotassium phosphate as an in-season fertigation option for potato. Journal of Plant Nutrition, 33: 1422-1434.
- Iwama, K. 2008. Physiology of the Potato: New Insights into Root System and Repercussions for Crop Management. Potato Res. 51:333–353.
- Johnson, CM & A Ulrich. 1959. Analytical methods for use in plant analysis. Bulletin N° 766 (California Agricultural Experiment Station: CA, U.S.A)
- Maier, NA; AP Drahlenbug & MJ Williams. 1994. Effect of nitrogen, phosphorus, and potassium on yield ad petiolar nutrient concentration of potato (*Solanum tuberosum L.*) cv. Kennebec and Atlantic. Australian Journal of Experimental Agriculture. 34: 825-34.
- Mohr, RM & DL Tomasiewicz. 2011. Effect of phosphorus fertilizer rate on irrigated Russet Burbank potato. Communications in Soil science and Plant Analysis 42: 2284-2298.
- Murphy, J & JP Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Analycal Chemical Acta 27: 31-36.
- Rosen, CJ & PM Bierman. 2008. Potato yield and tuber set as affected by phosphorus fertilization. American Journal Potato Research 85: 110-120.
- Rosen, CJ; KA Kelling; Stark JC & GA Porter. 2014. Optimizing phosphorus fertilizer management in potato production. American Journal Potato Research 91: 145-160.
- Sanderson, JB; JA Macleod; B Douglas; R Coffin & T Bruulsema. 2003. Phosphorus research on potato in PEI. Acta Horticulturae. 619: 409-417.
- SAS Institute. 2002. The SAS system for Windows. Release version 9.1. SAS Inst., Cary, NC
- Westermann, DT & GE Kleinkopf. 1985. Phosphorus Relationships in Potato Plants. Agronomy Journal Vol. 77.
- Zamuner, EC; J Lloverás & HE Echeverría. Use of a critical phosphorus dilution curve to improve potato crop nutritional management

C3P50. EFECTO DE LA FERTILIZACION DEL CULTIVO DE COBERTURA EN AMBIENTES CONTRASTANTES DEL NOROESTE BONAERENSE

Lobos, Martin[12]; Miranda Walter[2]; Rampo Mauro[2]; Barraco Mirian[2] y Girón Paula[2].

[1] Becario doctoral CONICET/INTA. [2] Estación Experimental Agropecuaria INTA Gral. Villegas. Calle San Martín n° 26. General Villegas. Argentina. lobos.horacio@inta.gob.ar

RESUMEN

Los cultivos de cobertura (CC) mejoran la infiltración de agua y su almacenaje en el perfil del suelo, reducen el escurrimiento superficial, capturan nutrientes y reducen las perdidas por lixiviación. Adicionalmente son un factor clave en el manejo de malezas afectando su establecimiento. En este trabajo se evaluó la producción de MSA (materia seca aérea) del centeno utilizado como CC según diferentes tratamientos de fertilización y su incidencia sobre la dinámica de agua, nitrógeno y malezas en dos ambientes contrastantes. En cada ambiente, bajo y loma, se establecieron los siguientes tratamientos: centeno como cultivo de cobertura (CC) y un testigo (B) sin cobertura. Sobre el CC se establecieron los tratamientos de fertilización: i) centeno sin fertilizantes (CC), ii) centeno con fósforo (CC P) y iii) centeno con nitrógeno y fósforo (CC NP). La producción de MSA de centeno varió entre 6641 y 10516 kg ha^{-1}. La fertilización con N y P no permitió incrementos significativos en la producción de MSA, tampoco afectó el UC y la EUA. La ausencia de respuesta a la fertilización se relaciona con el elevado índice IMO, en el bajo fue de 7,8 y en la loma de 6,8. El centeno no limitó la disponibilidad hídrica para el cultivo de soja debido a las importantes precipitaciones en el año evaluado. Entre la siembra del CC y antesis se observaron diferencias de 75 y 69 kg ha^{-1} de N total entre los tratamientos con CC y B. Entre antesis y siembra de soja las diferencias aumentaron, debido al proceso de inmovilización generado por la alta relación C/N del residuo y la continua mineralización en el testigo. La densidad de malezas m^{-2} en los tratamientos con CC representa el 22 % de las malezas presentes en el tratamiento B en macollaje y el 2 % en antesis CC.

Palabras claves: centeno, dinámica de nitrógeno, malezas.

INTRODUCCIÓN

Los cultivos de cobertura (CC) proporcionan numerosos servicios al ecosistema: mejoran la infiltración de agua de lluvia y su almacenaje en el perfil del suelo (Alvarez *et al.*, 2012), reducen el escurrimiento superficial, secuestran carbono, capturan nutrientes, reducen las perdidas por lixiviación y son hospedantes de polinizadores y otros insectos benéficos (Pullaro *et al.*, 2006). Adicionalmente son clave en el manejo de malezas de difícil control mediante herbicidas ya que pueden tener efecto supresivo sobre la germinación, emergencia y crecimiento de las mismas (Mirsky *et al.*, 2013). La supresión potencial de malezas invernales por parte de los CC es dependiente de la producción de materia seca aérea (MSA) (Teasdale *et al.*, 2005). La fertilización es un factor importante en el manejo de los cultivos y su uso estratégico puede provocar la reducción en la germinación y el crecimiento de malezas (Blackshaw *et al.*, 2004).

El objetivo de este trabajo fue evaluar la producción de MSA del centeno utilizado como CC según diferentes tratamientos de fertilización y su incidencia sobre la dinámica de agua, nitrógeno (N) y malezas en dos ambientes contrastantes del noroeste bonaerense.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se desarrolló durante el año 2017 en un establecimiento próximo a la localidad de Porvenir (Buenos Aires) en la Región Subhúmeda Pampeana sobre un lote proveniente de soja en la campaña 2016-17. En el mismo, se delimitaron dos ambientes productivos: bajo y loma (Tabla 1). En el bajo, el suelo fue clasificado taxonómicamente como Hapludol típico, cuyas características son textura franco-arenosa, con buen contenido de materia orgánica (MO), baja retención de agua y con limitaciones de profundidad ya que se encuentra la tosca entre los 140 y 180 cm de profundidad, mientras que en la loma, el suelo se clasificó como Hapludol éntico de textura arenosa- franca no presenta limitaciones de profundidad y es muy susceptible a erosión eólica.

Tabla 1. Caracterización de los ambientes estudiados (0-20 cm). MO= materia orgánica. CE= conductividad eléctrica. P= fósforo.

Ambiente	Arcilla	Limo	Arena	Textura	MO	pH	$N\text{-}NO_3^-$	CE	P	IMO
		g kg^{-1}			g kg^{-1}		kg ha^{-1}	dS m^{-1}	ppm	
Bajo	100	260	640	arenoso franco	27,6	6	28,8	0,24	6.3	7,8
Loma	40	150	810	arenoso franco	12,8	6,1	16,7	0,08	14,9	6,8

En cada uno de los ambientes se establecieron los siguientes tratamientos: centeno como CC y un testigo (B) sin cobertura. Sobre el CC se establecieron los tratamientos de fertilización: i) centeno sin fertilizantes (CC), ii) centeno con fósforo (CC P) y iii) centeno con nitrógeno y fósforo (CC NP). El centeno (cv: Don Ewald) se sembró el 18 de abril en la loma y el 19 de abril en el bajo, a razón de 50 kg ha^{-1} (263 semillas m^{-2}). En preemergencia del cultivo se aplicaron 5 gr ha^{-1} de metsulfuron metil y 1,5 l ha^{-1} de glifosato (62%). A la siembra del CC (S CC), se incorporaron 60 kg ha^{-1} de fosfato monoamónico (9-52-0) y en macollaje se aplicaron 80 kg ha^{-1} de urea (46-0-0) en los tratamientos de fertilización correspondientes.

Se efectuó el secado del CC mediante la utilización de un rolo faca (sin cuchillas) el 3/10/2017.

A la S CC se extrajeron muestras de 0 a 20 cm para la caracterización de MO, pH, CE, P y textura; y hasta los 200 cm para las contantes hídricas [capacidad de campo y punto de marchitez permanente (PMP)]. Se determinó el contenido de agua a capacidad de campo mediante olla de presión a 33 kPa y el contenido de agua a PMP mediante membrana de presión a 1500 kPa.

Se estimó el índice IMO a través del cociente entre el %MO y la suma de arcillas más limo (g kg^{-1}).

Se realizaron determinaciones del contenido hídrico del suelo hasta los 140 cm de profundidad a la S CC y en estadios de antesis (A CC) (15 de septiembre) en cada uno de los tratamientos. Al momento de la siembra de soja (S SJ) se determinó el contenido hídrico hasta los 140 cm de profundidad en los tratamientos CC NP y B. Se cuantificó el contenido de $N\text{-}NO_3^-$ en el suelo en S CC, A CC y en S SJ en capas de 0-20 y 20-40 y 40-60 cm de profundidad.

Se determinó la producción MSA del CC (kg MS ha^{-1}) en antesis, mediante tres cortes en cada tratamiento sobre una superficie de 0,25 m^{-2}, luego el material fue colocado en estufa a 60°C hasta alcanzar peso constante. Adicionalmente, se determinó el contenido de N en la MSA.

Se calculó el uso consuntivo (UC) de los diferentes tratamientos de CC, mediante la suma del contenido hídrico del suelo al momento de la siembra y las precipitaciones ocurridas durante el ciclo del CC, a la cual se restó el contenido hídrico del suelo al momento de antesis. La eficiencia de uso del agua (EUA) se realizó utilizando el cociente entre MSA producida y el UC. Adicionalmente, se calculó la eficiencia de barbecho (EB) restando al agua disponible (AD) al momento de S SJ el AD al momento de A CC, y esa diferencia se dividió por las pp acumuladas en el período de barbecho mencionado expresándose los resultados en términos porcentuales (%).

En cada una de las parcelas se cuantificó el número de malezas con un aro de 0,25 m^{-2} en diez estaciones de muestreo para cada uno de los tratamientos en dos momentos diferentes: macollaje y A CC.

El diseño fue en 3 bloques completos para cada ambiente. Los resultados se analizaron por ANOVA y la comparación entre medias mediante el test de LSD Fisher ($p< 0,05$), empleándose el software Infostat (2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Producción de Materia Seca Aérea

Las precipitaciones acumuladas durante el ciclo de los CC fueron de 249 mm (Tabla 2). Sumados a los 256 y 138 mm de AD a la S CC para el bajo y la loma, respectivamente (Tabla 4), hicieron que el CC en ningún momento se encontrara afectado por un déficit hídrico.

Tabla 2. Precipitaciones (mm) durante el año 2017, ciclo del CC, periodo entre antesis del CC y la siembra de la soja y durante el barbecho

Tratamiento	Precipitaciones (mm)	Días de barbecho
Año 2017	776	-
Ciclo CC	249	-
Antesis CC - Siembra Soja	74	43
Barbecho largo (testigo)	323	221

La producción de MSA de centeno varió entre 6641 y 10516 kg ha^{-1}. No se observaron diferencias significativas en la producción de MSA de los CC entre los diferentes tratamientos de fertilización (p= 0,12 y p= 0,13 para el bajo y la loma, respectivamente) (Tabla 3). La ausencia de respuesta a la fertilización por parte de los CC puede deberse al potencial de mineralización de los suelos, expresado a través del índice de MO/(arcilla + limo) (IMO). Este índice relaciona el contenido de MO con la textura del suelo. Quiroga & Bono (2007), mencionan que el valor de este índice debe ubicarse por encima de 5 (en un rango de 2-12 aproximadamente). Un valor de IMO por debajo de este umbral sugiere la pérdida de MO en relación a la proporción de arcilla + limo del suelo, condicionando los rendimientos de los cultivos, la respuesta a la fertilización y la EUA (Quiroga *et al.*, 2006). Contrariamente, lotes que contengan un valor de IMO por encima de 7, indican alta fertilidad, por lo tanto su respuesta a la fertilización será escasa. En este trabajo, la falta de respuesta a la fertilización, puede atribuirse al elevado índice IMO tanto del bajo como en la loma, siendo de 7,8 y 6,8, respectivamente.

Se obtuvieron diferencias significativas en la producción de MSA entre la loma y el bajo, lo que puede atribuirse a la disponibilidad de agua a la S CC [el bajo contenía 118 mm más que la loma (Tabla 3)] y a la diferencia de potencial productivo entre ambos ambientes (Tabla 1).

Tabla 3. Producción de materia seca aérea (kg ha-1) de centeno según tratamientos de fertilización y dos ambientes productivos. CC NP (centeno con N y P), CC P (centeno con P), CC (centeno sin fertilizar). Letras distintas indican la presencia de diferencias significativas entre tratamientos (p<0,05).

	Ambiente	
Tratamiento	**Bajo**	**Loma**
CC NP	9739a	8391a
CC P	9624a	8786a
CC	8799a	7466a

Dinámica de Agua

El suelo en donde se llevó a cabo la experiencia tiene la capacidad de retener en los primeros 140 cm un total de 204 mm en el bajo y 142 mm en la loma. A la S CC el bajo contenía 25 % más de agua (256 mm) que la capacidad máxima de retención mientras que la loma se encontraba en un 97 % (138 mm) de la capacidad de campo. En A CC, en ambos ambientes, el contenido hídrico de los tratamientos con CC fue similar que el tratamiento B (Figura 1). A pesar de ello, el agua disponible se encontraba por encima de la capacidad máxima de retención del suelo en todos los tratamientos, explicado esto por las precipitaciones ocurridas durante el ciclo de crecimiento del CC (Tabla 2) y al elevado contenido de AD a la S CC.

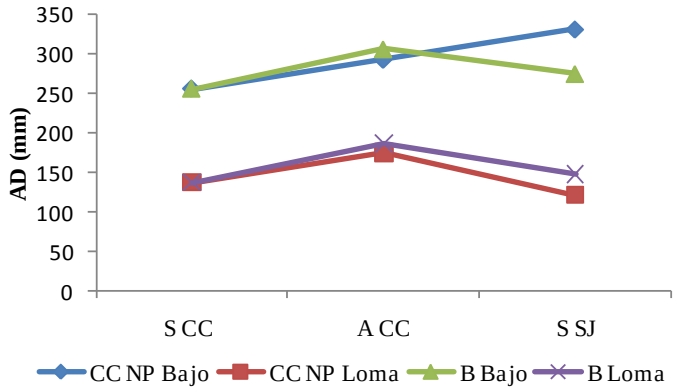


Figura 1: Agua disponible (AD) acumulada de 0 a 140 cm de profundidad en los ambientes de bajo y loma para los tratamientos: CC NP (centeno con N y P) y B (testigo), en siembra del CC (S CC), antesis del CC (A CC) y siembra de soja (S SJ).

El UC varió entre 175 y 247 mm y no se vio afectado por los tratamientos de fertilización en ninguno de los ambientes (p= 0,35 y p=0,75, para bajo y loma, respectivamente). La EUA varió entre 30 y 51 kg MS mm^{-1}, con mayores valores en el ambiente de bajo. Si bien la EUA tendió a ser mayor en los tratamientos fertilizados las diferencias

encontradas no fueron significativas (p= 0,25). Se observan EB igual a cero en todos los tratamientos a excepción del tratamiento CC NP en el bajo (Tabla 4). Las bajas EB observadas tanto en la loma como en bajo puede atribuirse a un evento de precipitación intenso (106 mm) previa a la determinación de humedad al momento de la S SJ, lo que podría haber producido una pérdida en el extracto evaluado por percolación o escurrimiento, debido a que en ese momento el agua retenida en el suelo superaba los contenidos de humedad a capacidad de campo.

Tabla 4: Contenido de agua disponible (AD) a la siembra y antesis del CC, a la siembra de soja, UC (uso consuntivo), EUA (eficiencia en el uso de agua) y EB (eficiencia de barbecho) para ambos ambientes productivos. CC NP (centeno con N y P), CC P (centeno con P), CC (centeno sin fertilizar) y B (testigo).

	AD S CC (mm)		AD A CC (mm)		AD S SJ(mm)		UC (mm)		EUA (Kg MS mm^{-1})		EB (%)	
	Bajo	**Loma**	**Bajo**	**Loma**	**Bajo**	**Loma**	**Bajo**	**Loma**	**Bajo**	**Loma**	**Bajo**	**Loma**
CC NP	256	138	293	176	332	122	212	211	46	40	52	0
CC P			274	162	sd	sd	231	225	42	39	sd	sd
CC			293	176	sd	sd	212	211	42	36	sd	sd
B			307	187	275	148	-	-	-	-	0	0

Dinámica de N

Los contenidos de N-NO_3^- en el suelo al inicio de la experiencia fueron bajos (Tabla 1). El tratamiento B presentó valores más altos de N-NO_3^- en A CC y a la S SJ, tanto en la loma como en el bajo, siendo estas diferencias significativas ($p<0,01$) (Figura 2). El contenido de N en la biomasa no presentó diferencias significativas entre distintos tratamientos de CC (datos no mostrados), en promedio fue de 97 y 105 kg ha^{-1} para la loma y el bajo, respectivamente. Las diferencias de N-NO_3^- del suelo en A CC entre tratamientos de CC y B fueron de 21 kg ha^{-1} en la loma y de 36 kg ha^{-1} en el bajo (Figura 2).

Diferencias en N-NO_3^- en el suelo entre S CC y A CC se atribuyen al consumo de nitratos por parte del CC. Considerando el contenido de N en biomasa de CC y el N-NO_3^- del suelo, la suma de éstos factores en los tratamientos con CC superó al contenido de N-NO_3^- de suelo en el tratamiento B en ambos ambientes. El contenido de N en la biomasa aérea del CC fue de 97 y 105 kg ha^{-1}, y el contenido de N-NO_3^- del suelo al 15 de septiembre (A CC) fue de 11,8 y 14 kg ha^{-1} para loma y bajo, respectivamente. La suma de los mismos registró un total de 108,7 kg ha^{-1} de N para la loma y 119,6 kg ha^{-1} para el bajo, en los tratamientos con CC. Estos valores fueron significativamente mayores que en B, 33,5 y 50,6 para loma y bajo, respectivamente (Figura 2). Considerando que el cultivo antecesor al centeno fue soja con una relación C/N entre 20 y 30 (Andrade *et al*., 1996) se podría haber producido una mineralización del residuo durante el invierno, que sumado precipitaciones durante el ciclo del CC (249 mm) se podría haber perdido N-NO_3^- en el tratamiento B por lixiviación. Este balance demuestra que los CC tienen la capacidad de secuestrar N disponible que se produce por mineralización, disminuyendo las pérdidas potenciales durante el barbecho. Resultados similares fueron encontrados por Fernandez *et al.* (2007), trabajando en Hapludoles énticos.

A la S SJ, los contenidos de N en el tratamiento B superaron en promedio en 80 kg ha^{-1} y 120 kg ha^{-1} en la loma y el bajo, respectivamente (Figura 2). Estas diferencias podrían explicarse a través del balance entre los procesos de inmovilización y mineralización. Allison (1966), indica cuando la relación C/N se sitúa entre los valores de 25 y 30, hay un equilibrio entre mineralización e inmovilización. En el mismo sentido, Sanchez *et al.* (1998), mencionan que residuos que presentan una relación C/N de entre 30 y 50 generan procesos de inmovilización de N mineral por un periodo prolongado de tiempo. En este trabajo la relación C/N de los CC en promedio fue de 37,5 lo que generó procesos de inmovilización temprana del N mineral y una lenta mineralización de residuos por lo que el aumento de los contenidos de N-NO^-_3 entre A CC y S SJ no fueron semejantes a los aumentos obtenidos en el tratamiento B donde la mineralización se prolongó en el tiempo.

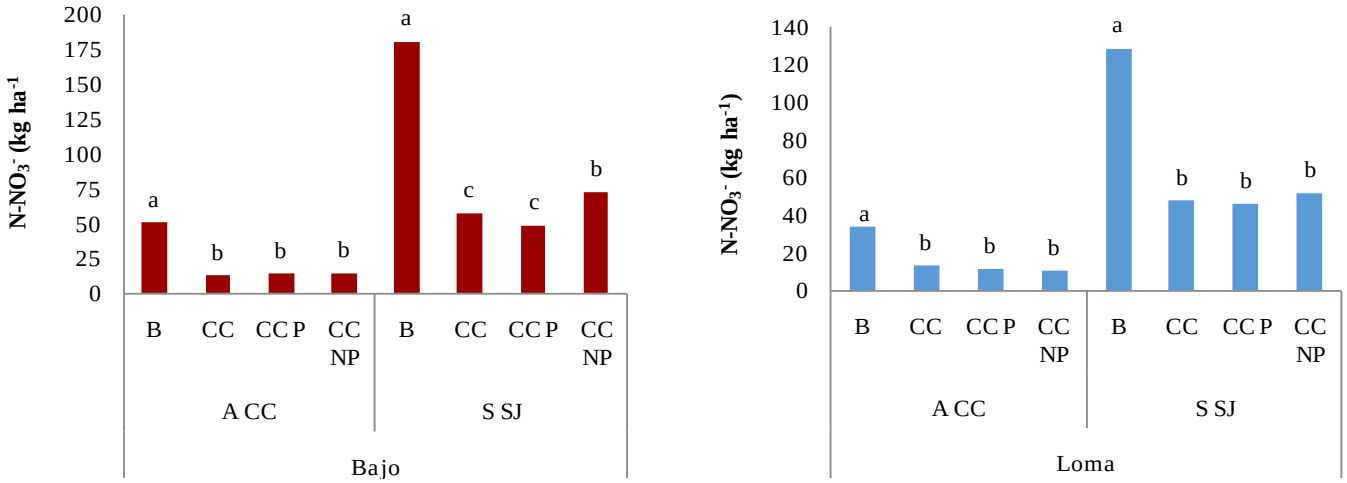


Figura 2: Contenido de N-NO_3^- en el suelo al momento de antesis de CC (A CC) y siembra de soja (S SJ) para los diferentes tratamientos: B (testigo), CC (CC sin fertilizar), CC P (CC fertilizado con P) y CC NP (CC fertilizado con N y P) para los dos ambientes evaluados. Letras distintas indican la presencia de diferencias significativas entre tratamientos ($p<0,05$) en cada momento y ambiente evaluado.

Malezas

Investigaciones previas indican que es necesario obtener entre 2000 y 4000 kg MSA ha^{-1} en los CC para obtener efectos significativos sobre la densidad de malezas y al mismo tiempo no afectar la implantación del cultivo subsiguiente (Duiker & Curran, 2005). En este estudio el promedio de MSA producido fue de 8578 kg ha^{-1} y afectó significativamente la densidad de malezas ($p < 0,01$). En promedio la densidad de malezas m^{-2} en los tratamientos con CC representó el 22 % de la cantidad total de malezas presentes en el tratamiento B en macollaje y el 2 % en A CC. Además la fertilización del CC modificó la densidad poblacional de malezas ($p<0,01$) en los dos momentos evaluados, siendo el tratamiento CC P el que menor cantidad de malezas presentó. En macollaje, tanto en CC como en B, el número de malezas fue superior al observado al momento de A CC, lo que puede atribuirse a la escasa competencia ejercida por el CC en ese estado fenológico. La presión de malezas fue superior en la loma que en el bajo en ambos momentos de determinación. El efecto de la inclusión del CC sobre la densidad de malezas puede asociarse a la modificación de las condiciones ambientes que producen los CC para la emergencia y crecimiento de las malezas, es decir, la presencia de canopeo modifica tanto el ambiente térmico como lumínico sobre la superficie del suelo. Adicionalmente, el centeno tiene la capacidad de exudar compuestos secundarios, denominados alelopáticos que interfieren en la germinación de malezas anuales de invierno (Burgos *et al.*, 1999). Asimismo, Liebman & Davis (2000), mencionan que una alta disponibilidad de nutrientes es ventajoso para las malezas que suelen ser capaces de absorber nutrientes más rápido que los cultivos, concordando con ellos, en esta experiencia la inclusión de CC redujo la disponibilidad de N mineral para las malezas, (en promedio los tratamientos con CC presentaron un 30% menos de N-NO_3^- que el tratamiento B afectando su establecimiento.

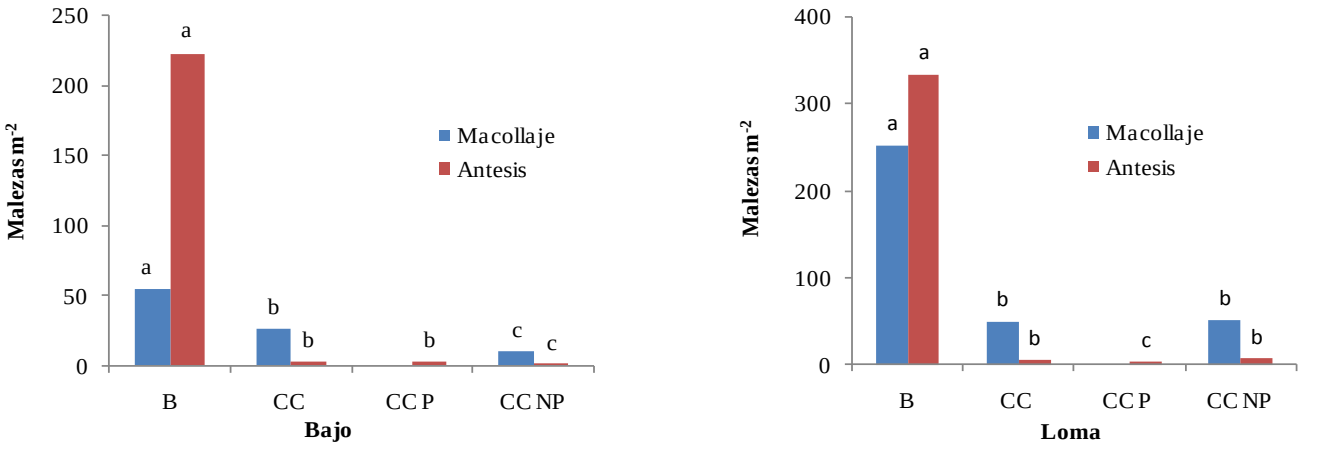


Figura 3: Malezas (plantas m^{-2}) para el bajo y la loma en todos los tratamientos al macollaje del CC y antesis del mismo. B (testigo), CC (centeno sin fertilizar), CC P (centeno con P), CC NP (centeno con N y P). Letras distintas indican diferencias significativas entre los tratamientos en cada uno de los momentos de determinación para los dos ambientes ($p<0,05$).

CONCLUSIONES

La producción de MSA de centeno fue elevada en los dos ambientes evaluados, debido a la alta disponibilidad hídrica durante el estudio.

El alto valor de índice IMO en ambos ambientes condicionó la respuesta de la MSA a la fertilización con N y P.

El centeno no limitó la disponibilidad hídrica para el cultivo de soja debido a las importantes precipitaciones en el año evaluado.

La inclusión del centeno en la rotación permitió transformar en biomasa el N disponible en el suelo evitando las perdidas por lixiviación y redujo significativamente la densidad de malezas.

La alta relación C/N de la MSA produjo inmovilización de N a la siembra de soja.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, C; R Fernández; C Lienhard; R Bagnato & A Quiroga. 2012. Manejo de cultivos de cobertura: efecto sobre la dinámica de agua, nitrógeno y productividad de maíz tardío. En: Revista Técnica de la AAPRESID, Especial Agua: p. 56-62.
- ALLISON, FE. 1966. The fate of nitrogen applied to soils. Adv. Agron. 18:219-258.
- Andrade, FH; HE Echeverría; NS González; S Uhart & N Darwich. 1996. Requerimientos de nitrógeno y fósforo de los cultivos de maíz, girasol y soja. Estación Experimental Agropecuaria INTA Balcarce. Boletín técnico Nº 134. 17 pp.
- Blackshaw, RE; LJ Molnar & HH Janzen. 2004. Nitrogen fertilizer timing and application method affect weed growth and competition with spring wheat. Weed Sci. 52:614–622.
- Burgos NR; RE TalberT & JD Mattice. 1999. Cultivar and age differences in the production of allelochemicals by Secale cereale. Weed Sci 47:481–485
- Di Rienzo J; F Casanoves; M Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & C Robledo. 2017. InfoStat versión 2011. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar.
- Duiker, S & W. Curran. 2005. Rye cover crop management for corn production in the northern Mid-Atlantic region. Agron. J. 7:1413–1418.
- Fernández, R; A Quiroga; F Arenas; C Antonini & M Saks. 2007. Contribución de los cultivos de cobertura y las napas freáticas a la conservación del agua, uso consuntivo y nutrición de los cultivos. Manual de fertilidad y evaluación de suelos. Publicación Técnica N° 71. EEA INTA Anguil. Capítulo V.
- Liebman, N & AS Davis. 2000. Integration of soil, crop and weed management in low-external-input farming systems. Weed Res. 40: 27-47.
- Mirsky, SB; MR Ryan; JR Teasdale; WS Curran; SC Reberg-Horton; JT Spargo; MS Wells; CL Keene & JW Moyer. 2013. Overcoming Weed Management Challenges in Cover Crop–Based Organic Rotational No-Till Soybean Production in the Eastern United States. Weed Technology 27: 193–2013.
- Pullaro T; P Marino; D. Jackson; H Harrison & A. Keinath. 2006. Effects of killed cover crop mulch on weeds, weed seeds, and herbivores. Agric. Ecosyst. Environ. 115:97–104.
- Quiroga, A; D Furano; E Noellemeyer & N Peinemann. 2006. Barley yield response to soil organic matter and texture in the Pampas of Argentina. Soil & Tillage Research 90 p: 63–68.
- Quiroga, A & A Bono. 2007. Materia orgánica de suelo. En “Manual de fertilidad y evaluación de suelos”, Eds: Quiroga, A y A Bono. Ed. INTA. EEA INTA Anguil.
- Sánchez, SR; GA Studdert & HE Echeverría. 1998. Dinámica de la mineralización del nitrógeno de residuos de cosecha en descomposición en un Argiudol Típico. *Ciencia del Suelo* 16:1-6.
- Teasdale, JR; P Pillai & RT Collins. 2005. Synergism between cover crop residue and herbicide activity on emergence and early growth of weeds. Weed Sc. 53: 521-517.

C3P51. FACTORES QUE CONDICIONAN LA DISPONIBILIDAD DE FÓSFORO EN SUELOS BAJO SIEMBRA DIRECTA DEL SUDOESTE BONAERENSE

López, Fernando M.[1*]; Duval, Matías[1]; Martínez, Juan M.[1]; Gabarini, Luciano[3] y Galantini, Juan[1,2]

[1] Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida (CERZOS), Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS) - CONICET, Bahía Blanca, Argentina. fmlopez@cerzos-conicet.gob.ar
[2] Comisión de investigaciones científicas de la provincia de Buenos Aires (CIC)
[3] Laboratorio de Biología de Suelos, Universidad Nacional de Quilmes

RESUMEN

El fósforo (P) es un nutriente crítico para la producción de alimentos y uno de los elementos que más comúnmente limitan la productividad primaria. En la producción agrícola es necesario aumentar la eficiencia de uso de este nutriente debido a que es un elemento limitante del desarrollo de los cultivos, los reservorios de roca fosfórica son muy escasos y el P incide en la eutrofización de cursos de agua. El objetivo de este trabajo fue analizar diferentes factores que afectan la disponibilidad de P para los cultivos en suelos del sudoeste bonaerense (SOB) bajo siembra directa (SD). Durante tres años, en tres sitios del SOB con historia bajo SD, se analizaron factores que afectarían la disponibilidad de P para los cultivos. En los 20 cm superficiales, en cuatro capas de 5 cm, se determinó el P extraíble (Pe), la actividad microbiana a través de la respiración del suelo (RESP), la actividad de la enzima fosfatasa ácida (APA) y la fertilidad física. El Pe presentó una marcada estratificación en todos los sitios y años evaluados, estando entre el 51 y el 76 % concentrado en los primeros 5 cm. La RESP y APA también demostraron una importante estratificación y variación entre sitios. En cuanto a la fertilidad física se observaron limitantes en la porosidad de aireación en subsuperficie en los tres sitios, lo que podría afectar la accesibilidad de los cultivos al P edáfico. Estos factores podrían explicar la alta respuesta a la fertilización fosfórica en suelos que presentan valores de Pe en 0-20 cm por encima de los niveles de suficiencia. Sería importante definir nuevos parámetros que permitan evaluar de forma correcta la disponibilidad de P para los cultivos.

Palabras claves: trigo, estratificación, fertilización

INTRODUCCIÓN

El fósforo (P) es un nutriente crítico para la producción de alimentos y uno de los elementos que más comúnmente limitan la productividad primaria (Vitousek *et al.*, 2010; Faucon *et al.*, 2015; Stutter *et al.*, 2015). Recientemente ha aumentado el interés acerca de su dinámica en los agroecosistemas debido a su incidencia en aspectos agronómicos, económicos y ambientales (Damon *et al.*, 2014). En la producción agropecuaria es necesario aumentar la eficiencia de uso de este nutriente, debido a tres causas principales: 1) es un elemento limitante del desarrollo de los cultivos (Dodd & Sharpley, 2015); 2) los reservorios de roca fosfórica son muy escasos (USGS, 2016) y 3) el P incide en la eutrofización de cursos de agua (Bennett *et al.*, 2001). Para ello, es necesario generar un mayor conocimiento de los mecanismos implicados en su disponibilidad para las plantas (Hu *et al*., 2012; Stutter *et al*., 2015; Dodd & Sharpley, 2015), que permita un manejo más eficiente de los fertilizantes, evitando su alto costo ambiental (Kuo *et al*., 2005; Darilek *et al*., 2011; Stutter *et al*., 2012). A partir del cambio de uso y manejo del suelo en el Sudoeste Bonaerense (SOB), asociado al incremento del área bajo SD (Schmidt & Amiotti, 2015; Zilio, 2015), es necesario evaluar el estado de las propiedades físicas y la actividad microbiana y enzimática del suelo que podrían afectar la disponibilidad de P para los cultivos. El objetivo de este trabajo fue analizar diferentes factores que afectarían la disponibilidad de P para los cultivos en suelos del SOB con historia bajo SD.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó durante los años 2013, 2014 y 2015, en tres sitios con más de 12 años bajo SD del SOB. Los establecimientos seleccionados correspondían a miembros de la regional Bahía Blanca de la Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa (AAPRESID), ubicados en cercanías de las localidades de Tornquist (TOR), Saldungaray (SAL) y Las Oscuras (LOS).

La evaluación de la disponibilidad de P, propiedades físicas, respiración del suelo (RESP) y actividad enzimática se realizó en los 20 cm superiores del perfil. En cada sitio se tomaron aleatoriamente tres muestras de suelo sin disturbar mediante cilindros de acero de 5 cm de alto y 4,5 cm de diámetro, a 0-5, 5-10, 10-15 y 15-20 cm de profundidad. Las

muestras fueron tomadas al momento de la siembra de los cultivos invernales (mayo-junio). Para la evaluación del espacio poroso del suelo se determinó la densidad aparente (DA) por el método del cilindro (Blake & Hartge, 1986) y se estimó el diámetro efectivo de poros capaces de retener agua a una determinada presión a partir de la curva de retención hídrica (Hassink *et al*., 1993; Klute, 1986). Los tamaños de poros se analizaron en base a la clasificación propuesta por Kay & VandenBygaart (2002). Sobre las muestras secas al aire y tamizadas por 2 mm se determinó el P extraíble (Pe) por el método de Bray & Kurtz (1945). La actividad de microorganismos heterótrofos (RESP) se evaluó mediante la medición de la respiración por un método similar al establecido por Zibilske (1994). Aproximadamente 120 g de suelo con la humedad de campo se introdujeron en frascos de incubación de 800 cm^3. En cada frasco se colocó un vial plástico con 30 mL de NaOH (0,25 M) y se incubaron durante 7 días en estufa a 25ºC. Dado que el CO_2 producido de la mineralización de la materia orgánica es producido por la respiración de microorganismos, se presentó como mg C-CO_2 100 g $suelo^{-1}$ d^{-1} (Haynes, 2005). Sobre las muestras de suelo recolectadas en el año 2015 se determinó la actividad de la enzima fosfatasa ácida (APA) con el método descripto por German *et al*. (2011) utilizando MUB-fosfato (Sigma-Aldrich Co. Ltd) como sustrato y se expresó como micromol PO_4^{3-} g $suelo^{-1}$ h^{-1}.

Los datos en todas las tablas y figuras se presentaron como medias y las diferencias fueron probadas por análisis de la varianza (ANAVA). En los casos donde se observó heterocedasticidad se realizó la transformación de las variables con la función logaritmo para el ANAVA y se presentan los datos de las variables retransformadas. Para la comparación de medias se utilizó el test de diferencias mínimas significativas de Fisher, evaluando la interacción entre factores. También se realizó el análisis de correlación de Pearson y regresiones simples para evaluar el grado de asociación entre variables. Los análisis estadísticos se realizaron con el software estadístico Infostat (Di Rienzo *et al*., 2013).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El Pe en 0-20 cm demostró importantes variaciones entre años y sitios (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**). En el sitio SAL en particular se observó una gran variación interanual del Pe, probablemente relacionado con las importantes variaciones en las precipitaciones durante el barbecho, muy superiores en el año 2014. No existen trabajos en la región que evalúen el nivel de suficiencia de Pe para trigo bajo SD. Según los resultados obtenidos por Ron y Loewy (1990) en labranza convencional, estos suelos presentarían baja probabilidad de respuesta a la fertilización debido a la concentración de Pe superior a 10,5 mg kg^{-1} en 0-20 cm. Sin embargo, coincidiendo con Ron (2012), los productores han observado gran respuesta a la fertilización fosfórica del cultivo de trigo en los suelos y años evaluados (comunicación personal). Debido al posible encubrimiento de la estratificación en el muestreo de 0-20 cm, se procedió a evaluar la estratificación del Pe para los diferentes sitios y años (En todos los sitios se observaron disminuciones significativas en los niveles de Pe con la profundidad ($p<0,01$).

¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.). En todos los sitios se observaron disminuciones significativas en los niveles de Pe con la profundidad ($p<0,01$).

Tabla 3. Fósforo extraíble (Pe, Bray y Kurtz I, mg kg^{-1}) para cada año y sitio, según profundidad.

Profundidad (cm)	LOS			SAL			TOR		
	2013	2014	2015	2013	2014	2015	2013	2014	2015
0-20	18,8	13,0	16,0	17,4	38,5	14,1	16,4	21,7	16,9
0-5	38,1 a	30,9 a	34,1 a	55,8 a	75,9 a	42,2 a	42,8 a	46,8 a	37,7 a
5-10	23,6 b	6,7 b	12,5 b	15,6 b	48,2 b	22,2 b	22,9 b	11,7 b	19,0 b
10-15	7,0 c	2,8 c	5,9 c	2,8 c	22,4 c	11,5 c	4,0 c	1,9 c	6,3 c
15-20	5,7 c	1,7 d	3,5 d	1,7 c	6,0 d	4,4 d	2,4 c	0,6 d	4,3 c
5-20	12,1	4,0	7,3	6,7	25,5	12,7	9,8	4,7	9,9

Letras diferentes para cada sitio y año demuestran diferencias entre profundidades ($p<0,05$). LOS: Las Oscuras; SAL: Saldungaray; TOR: Tornquist.

En todos los sitios, los valores de Pe difirieron significativamente entre profundidades donde: 0-5 > 5-10 > 10-15 ≥ 15-20 cm. Al igual que lo encontrado por otros autores (Kruger, 1996; Calviño *et al*., 2000; Covacevich *et al*., 2008), en subsuperficie las concentraciones de Pe fueron muy bajas. Según Kruger (1996) la excesiva estratificación perjudicaría la nutrición de los cultivos en la región semiárida pampeana. Del mismo modo, Deubel *et al.* (2011) han establecido que en ambientes semiáridos, la captación de nutrientes por las plantas en la capa superficial del suelo está condicionada por la

presencia de humedad, por lo que los nutrientes en superficie no serían totalmente aprovechables por los cultivos. Además, la importante acumulación de Pe en los 5 cm superiores del perfil podría provocar una importante pérdida de P del sistema por erosión hídrica o eólica (Bennett *et al.*, 2001). La concentración de Pe en 5-20 cm presentó importantes variaciones entre sitios y años, siendo en el 67% de los casos inferior al nivel de suficiencia. Costa *et al*. (2010) y Kang *et al*. (2014) han demostrado que el aumento de la disponibilidad de P en capas subsuperficiales incrementa los rendimientos de grano y la eficiencia de uso del agua de trigo, a través del incremento del desarrollo de raíces en regiones semiáridas. Además, considerando que una estrategia para la agricultura en zonas semiáridas es aumentar la profundidad de siembra para lograr el contacto de la semilla con la humedad edáfica (Mahdi *et al*., 1998), la estratificación afectaría más severamente la disponibilidad de P para los cultivos.

Actividad microbiana y enzimática

La RESP y APA también presentaron importantes variaciones entre años y sitios ($p<0,01$). Dilustro *et al*. (2005) y Berhongaray *et al*. (2013) ya han reportado importantes cambios en la actividad de microorganismos heterótrofos en áreas geográficas pequeñas, asociados a la variación de la textura del suelo. Esta variación de la RESP en diferentes suelos del SOB bajo el mismo manejo podría tener importantes implicancias en el ciclado de nutrientes, como el P. Al igual que el Pe, la RESP y la APA presentaron importantes variaciones con la profundidad (

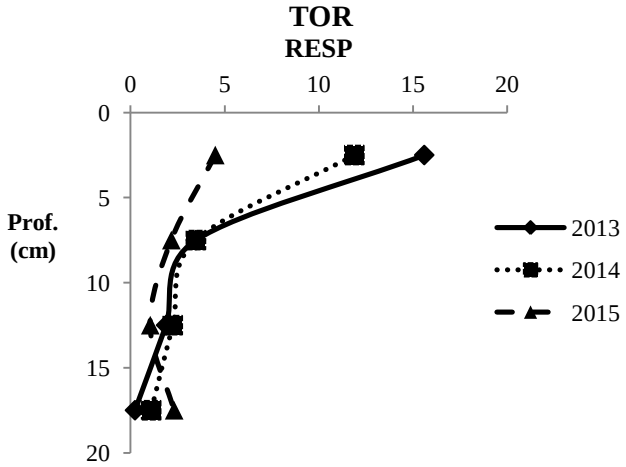
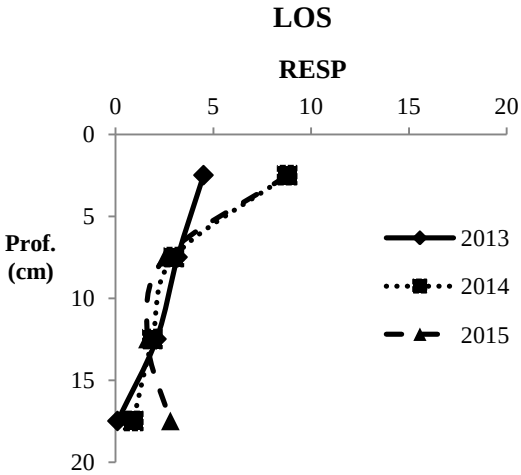
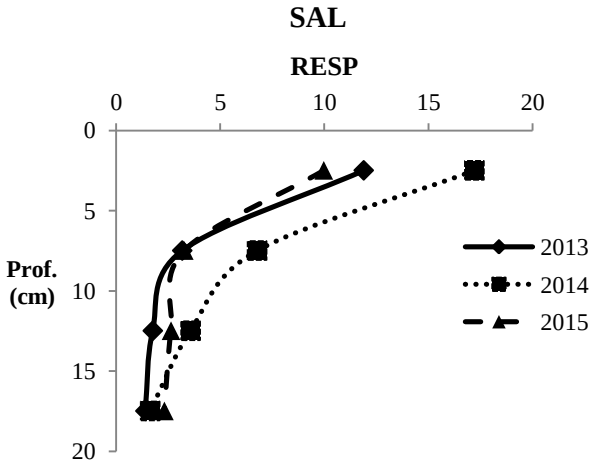


Figura yFigura). Varios autores (Kay & VandenBygaart, 2002; Covacevich *et al*., 2008; Franzluebbers, 2016) ya han establecido que la estratificación de la MO en suelos bajo SD generalmente es acompañada por una distribución diferencial de los microorganismos en el perfil, lo que afectaría la disponibilidad de nutrientes para los cultivos.





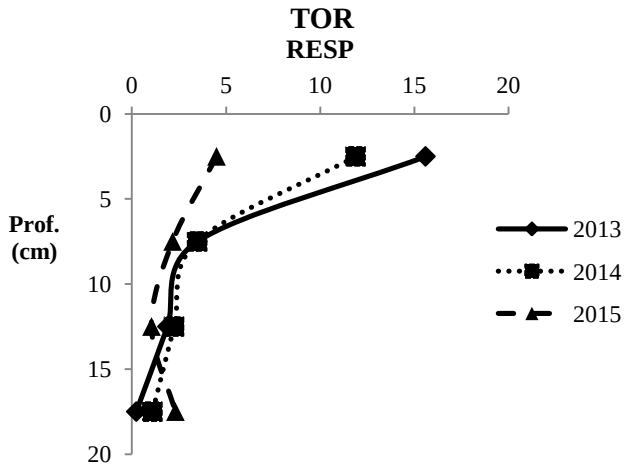


Figura 1. Actividad microbiana (RESP, mg CO_2 100 g suelo^{-1} día^{-1}) según profundidad, para cada sitio y año. LOS: Las Oscuras; SAL: Saldungaray; TOR: Tornquist.

La estratificación tanto de la RESP como de la APA demostró importantes variaciones entre sitios, lo que estaría influenciado por las condiciones edafoclimáticas de cada situación particular. Sin embargo, en todos los sitios evaluados, la estratificación de la APA fue de menor magnitud en comparación con RESP. En el caso de la respiración, entre el 46 y 73% se concentró en 5 cm superiores mientras que en los primeros 5 cm del perfil se concentró entre el 28 y 39% de la APA.

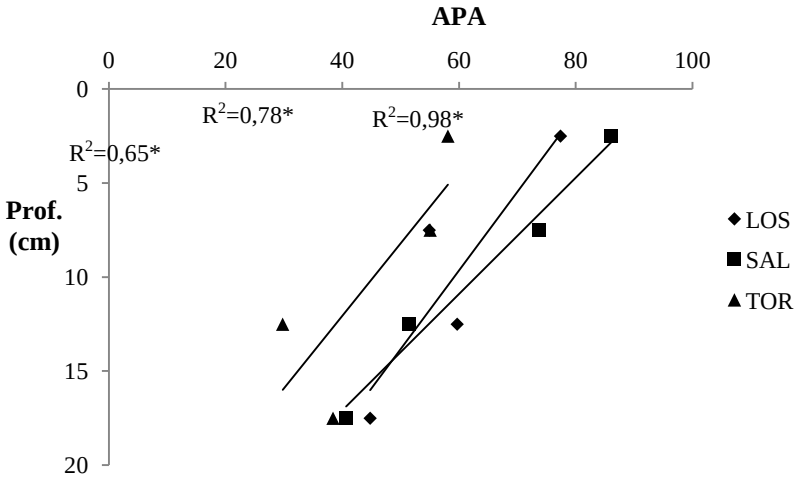


Figura 2. Actividad de la enzima fosfatasa ácida (APA, micromol PO_4^{3-} h^{-1} g suelo^{-1}) según profundidad, para cada sitio. LOS: Las Oscuras; SAL: Saldungaray; TOR: Tornquist. *: Regresión significativa (p<0,05)

Actualmente existe gran interés por dilucidar la relación entre la actividad enzimática del suelo y la disponibilidad de nutrientes (Franzluebbers, 2016). Sin embargo, son escasos los trabajos que evalúan la relación entre la APA y el Pe y se conoce poco acerca de sus implicancias para la disponibilidad de P (Wei *et al*., 2014; Faucon *et al*., 2015). Dada la influencia de la APA en el ciclado del P y la gran variabilidad observada entre sitios y profundidades, sería importante tener en cuenta la actividad de esta enzima cuando se requiere evaluar la disponibilidad de P para los cultivos.

Propiedades físicas

En la Tabla se detallan la DA, porosidad total y la distribución por tamaño de poro de cada suelo, según profundidad. Los tres sitios presentaron baja proporción de macroporos en subsuperficie (10-20 cm) y un aumento de los poros de menor tamaño. Al respecto, varios autores han reportado la persistencia de limitantes físicas en subsuperficie en suelos del SOB bajo SD continua (Schmidt & Amiotti, 2015; López *et al*., 2016) que podría afectar la exploración y respiración radical (Hamblin, 1985; Kay, 1990). Coincidiendo con López *et al*. (2016) dichas limitantes físicas no pueden ser atribuidas al manejo de SD ya que podrían estar determinadas por el uso y manejo de suelo anterior a la

implementación de la SD y la pérdida de materia orgánica. Sin embargo, la persistencia de estas limitantes físicas en subsuperficie en suelos bajo SD podría afectar la disponibilidad de P para los cultivos.

Tabla 2. Densidad aparente (DA, Mg m^{-3}), porosidad total (PT) y distribución por tamaño de poro en cada sitio.

Sitio	Prof.	DA	PT	MP	MPg	MPp	mP	µP
LOS	0-5	1,23	0,530	0,235	0,164	0,070	0,196	0,100
	5-10	1,49	0,441	0,147	0,101	0,046	0,193	0,101
	10-15	1,52	0,427	0,126	0,088	0,038	0,175	0,126
	15-20	1,52	0,422	0,093	0,063	0,030	0,190	0,139
SAL	0-5	1,14	0,553	0,190	0,119	0,071	0,233	0,130
	5-10	1,27	0,554	0,179	0,104	0,074	0,221	0,154
	10-15	1,36	0,493	0,129	0,080	0,049	0,189	0,175
	15-20	1,44	0,470	0,095	0,063	0,032	0,180	0,196
TOR	0-5	1,29	0,489	0,139	0,117	0,023	0,177	0,173
	5-10	1,46	0,461	0,103	0,082	0,021	0,164	0,193
	10-15	1,56	0,434	0,056	0,034	0,022	0,166	0,213
	15-20	1,53	0,444	0,045	0,026	0,019	0,185	0,213

LOS: Las Oscuras; SAL: Saldungaray; TOR: Tornquist. MP: macroporos (>30 µm); MPg: macroporos grandes (>60 µm); MPp: macroporos pequeños (60-30 µm); mP: mesoporos (30-0,2 µm); µP: microporos (<0,2 µm).

Para un adecuado desarrollo de los cultivos Pilatti *et al.* (2012) establecieron que la porosidad de aireación del suelo debería ser mayor de 0,15 m^3 m^{-3}. En ninguno de los sitios evaluados se observó esa proporción de MP en subsuperficie (10-20 cm). Esta baja proporción de poros de mayor tamaño (MP y mPg) podría afectar la disponibilidad de P para los cultivos, debido a una menor exploración radical. Según Hamza & Anderson (2005) la presencia de limitantes físicas en subsuperficie aumentaría la respuesta a la fertilización de los cultivos. Es probable que la alta respuesta a la fertilización fosfórica en los suelos evaluados esté influenciada por limitantes físicas, a pesar de contar con niveles adecuados de Pe en 0-20 cm. Además, hay que tener en cuenta que para el análisis de Pe se evalúa el suelo tamizado, por lo que no se tiene en cuenta la estructura y porosidad del suelo y la accesibilidad de los cultivos al P edáfico.

CONCLUSIONES

Los suelos del SOB con historia bajo SD presentarían una importante estratificación del Pe, RESP y APA. Esta distribución diferencial del Pe y microorganismos en el suelo podría afectar la disponibilidad de P para los cultivos. La fertilidad física de los suelos evaluados, con baja proporción de poros de mayor tamaño (MP y mPg) en capas subsuperficiales (10-20 cm), también podría afectar la accesibilidad de los cultivos al P edáfico. Estos factores podrían explicar la alta respuesta a la fertilización fosfórica en suelos que presentan valores de Pe en 0-20 cm por encima de los niveles de suficiencia. Es necesario generar mayor información que permita mejorar la gestión del P en suelos bajo SD de la región, así como definir nuevos parámetros que permitan evaluar de forma correcta la disponibilidad de P para los cultivos en estos suelos. Para la mejora en el manejo del P y la correcta evaluación de su disponibilidad sería necesaria una mirada sistémica teniendo en cuenta varias propiedades edáficas como la estratificación, el componente orgánico de los suelos y la fertilidad física.

BIBLIOGRAFÍA

- Bennett, EMM; SR Carpenter & NF Caraco. 2001. Human Impact on Erodable Phosphorus and Eutrophication: A Global Perspective. BioScie 3: 227-234.
- Blake, GR & KH Hartge. 1986. Bulk density. En: Klute, A (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 1. Agronomy. second ed. American Society of Agronomy, Madison, WI, USA, 363–375.
- Bordoli, JM, Quincke A; Marchessi A. 2004. Fertilización fosfatada de trigo en siembra directa. CD Actas XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Paraná, Entre Rios Argentina
- Bray, RH & LT Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. Soil Scie 59: 39-45.

- Costa, SEVGA; ED Souza; I Anghinoni; JPC Flores; FCB Vieira; AP Martins & EVO Ferreira. 2010. Patterns in phosphorus and corn root distribution and yield in long-term tillage systems with fertilizer application. Soil Till. Res. 109, 41–49.
- Covacevich, F; H Sainz Rozas; P Barbieri & H Echeverría. 2008. Crecimiento y micorrización arbuscular nativa de trigo en siembra directa bajo distintas formas de colocación de fósforo. Ciencia del suelo 26 (2), 169-175.
- Darilek, JL; W Sun & B Huang. 2011. Effect of Moisture Conditions in Rice Paddies on Phosphorus Fractionation in Agriculture Soils of Rapidly Developing Regions of China. Communications in Soil Scie Plant Anal 42, 1752-1764.
- Di Rienzo JA; F Casanoves F; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. InfoStat versión 2013. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- Dodd, RJ & AN Sharpley. 2015. Recognizing the role of soil organic phosphorus in soil fertility and water quality. Resour Conserv Recycl. 105, 282–293.
- Faucon, M; D Houben; JP Reynoird; AM Mercadal-Dulaurent; R Armand & H Lambers. 2015. Advances and Perspectives to Improve the Phosphorus Availability in Cropping Systems for Agroecological Phosphorus Management. Adv. Agron.134: 51-79.
- Franzluebbers, AJ. 2016. Should Soil Testing Services Measure Soil Biological Activity?. Agricultural & Environmental Letters. doi:10.2134/ael2015.11.0009
- García, F.; Fabrizzi, K, Ruffo, M. & P Scarabicchi. 1997. Fertilización nitrogenada y fosfatada de maíz en el sudeste de Buenos Aires. Actas VI Congresoo Nacional de Maíz. AIANBA. Pergamino, Buenos Aires, Argentina
- German DP; Weintraub MN & Grandy AS. 2011. Optimization of hydrolytic and oxidative enzyme methods for ecosystem studies. Soil Biol Biochem 43: 7-1397.
- Gupta, SC & RR Allmaras.1987. Models to assess the susceptibility of soils to excessive compaction. Adv Soil Scie 6: 65-100.
- Hamblin, AP. 1985. The influence of soil structure on water movement, crop root growth and water uptake. Adv. Agron. 38: 95-158.
- Hassink, J; LA Bouwman; KB Zwart & L Brussaard. 1993. Relationships between habitable pore space, soil biota and mineralization rates in grassland soils. Soil Biol. Biochem. 25: 47-55.
- Haynes, RJ. 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: An overview. Adv Agron 85: 221-268.
- Kang, L; S Yue & S Li. 2014. Effects of phosphorus application in different soil layers on root growth, yield, and water-use efficiency of winter wheat grown under semi-arid conditions. J Integr Agric 13(9): 2028-2039
- Kay, BD & AJ Van den Bygaart. 2002. Conservation tillage and depth stratification of porosity and soil organic matter. Soil Till Res 66: 107–118.
- Kay, BD. 1990. Rates of change of soil structure under different cropping systems. Adv. Soil Sci, 12: 1-52.
- Klute, A. 1986. Water retention: Laboratory methods. En: Klute, A (ed.). Methods of soil analysis. Part 1. Agronomy Monograph N°9. Pp. 597-618. Am Soc Agron Soil Sci Soc Am, Madison, Wisconsin, Estados Unidos.
- Kruger, HR. 1996. Sistemas de labranza y variación de propiedades químicas en un haplustol entico. Ciencia del Suelo 14: 53-55.
- Kuo, S; B Huang & R Bembenek. 2005. Effects of long-term phosphorus fertilization and winter cover cropping on soil phosphorus transformations in less weathered soil. Biol Fertil Soils 41: 116-123.
- Loewy, T. 2002. Estrategias de fertilización fosfórica en la región pampeana argentina. En: Simposio de fósforo: enfoque sistémico de la fertilización fosfórica, 16-18.
- López, FM; ME Duval; JM Martínez & J Galantini. 2015. Cobertura en el sudoeste bonaerense en suelos bajo siembra directa. Ciencia del Suelo 33 (2): 273-281.
- Mahdi, L; CJ Bellb & J Ryan. 1998. Establishment and yield of wheat after early sowing at various depths in a semi-arid Mediterranean environment. Field Crops Res 58, 187-196.
- Pilatti, MA; J De Orellana; SDC Imhoff & A Pires Da Silva. 2012. Actualización de los límites críticos del intervalo hídrico óptimo. Ciencia del Suelo 30 (1): 9-21.
- Ron, M. 2012. Gestión del fósforo en sistemas agropecuarios del sudoeste bonaerense. AgroUNS N°17, 9-12.
- Ron, MM & T Loewy. 1990. Fertilización fosfórica del trigo en el sudoeste bonaerense: I Modelos de respuesta. Ciencia del Suelo 8 (2): 187-194.
- Ron, MM & T Loewy. 2000. Modelo de fertilización nitrogenada y fosforada para trigo en el sudoeste bonaerense, Argentina. Ciencia del Suelo 18 (1): 44-49.
- Schmidt, ES & NM Amiotti. 2015. Propiedades edáficas superficiales en sistemas de agricultura de conservación en la región pampeana semiárida sur. Ciencia del Suelo 33 (1): 79-88.

- Stutter, MI; CA Shand; TS George; MSA Blackwell; L Dixon; R Bol; RL Mackay; AE Richardson; LM Condron & PM Haygarth. 2015. Land use and soil factors affecting accumulation of phosphorus species in temperate soils. Geoderma 257–258, 29–39.
- Stutter, MI; CA Shand; TS George; MSA Blackwell; R Bol; RL Mackay; AE Richardson; LM Condron; BL Turner & PM Haygarth. 2012. Recovering phosphorus from soil — a root solution? Environ. Sci. Technol. 46, 1977–1978.
- USGS. 2016. https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/phosphate_rock/mcs-2016-phosp.pdf (último acceso, Febrero de 2017)
- Zibilske LM. 1994. Carbon Mineralization. In: Methods of soil analysis, Part 2, Microbiological and Biochemical Properties. Weaver *et al*. (eds.). Soil Sci. Soc. of America Inc., Wisconsin, USA. Pp. 835-863.
- Zilio, J. 2015. Aspectos de calidad de suelos representativos del sur de la provincia de Buenos Aires y efectos de la actividad agropecuaria sobre la misma. Tesis de Magister en Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Sur, 100 pp.

C3P52. EFECTO DE LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA (DOSIS X MOMENTO) SOBRE LA CALIDAD DEL GRANO DE TRIGO PAN

Manlla, Amalia; Castellarín, Julio y Magnano Luciana

Estación Experimental INTA Oliveros, Ruta Nacional Nº 11, Km 353. Oliveros, Santa Fe. Argentina. manlla.amalia@inta.gob.ar

RESUMEN

Mediante un óptimo manejo de la fertilización nitrogenada (dosis x momentos) y una correcta elección de cultivar según condición ambiental es posible alcanzar altos rendimientos en el cultivo de trigo y buena calidad comercial. Los objetivos de este trabajo fueron: a) estimar la brecha de rendimiento entre el máximo rendimiento alcanzable (RP) y el máximo rendimiento esperable en secano (REs) según variedad, y b) evaluar los parámetros de calidad: peso hectolítrico (PH), porcentaje de proteína (% Prot) y contenido gluten húmedo (% GH) en dos grupos de calidad industrial (GC). El experimento se realizó en Oliveros SE Santa Fe, sobre un suelo Argiudol Típico serie Maciel. Las variedades sembradas el 16/06/16 fueron Klein Serpiente y Sursem Lapacho (de ciclo largo y Grupo de Calidad 2 y 3). El diseño experimental fue de parcelas divididas en bloques con cuatro repeticiones, donde la parcela principal es la variedad y la subparcela el tratamiento de dosis y momento de fertilización con Nitrógeno (N). Estos fueron: **T1**: 180 kgN.ha^{-1}macollaje + 20 kgN.ha^{-1} Antesis; **T2:** 200 kgN.ha^{-1}macollaje; **T3:** 90 kgN.ha^{-1} macollaje + 20 kgN.ha^{-1}. Antesis; **T4:** 110 kgN.ha^{-1} macollaje; **T5:** 20 kgN.ha^{-1}^{1} macollaje; **T6:** testigo. Todos los tratamientos se realizaron bajo dos condiciones hídricas (riego: R y secano: S). A cosecha se calculó rendimiento (kg.ha^{-1}) corregido al 14 % de humedad, PH (kg.100 l^{-1}), % Prot y % GH. Según cultivar y condición hídrica hubo diferencias estadísticamente significativas para rendimiento. El máximo RP y REs lo obtuvo Klein Serpiente con 7812 kg. ha^{-1} y 7.130 kg. ha^{-1}, en el T1 dando una brecha del 10%. Entre los niveles de N hubo diferencias estadísticamente significativas; se observó que bajo R en el T1 el rendimiento presento un incremento de 3177 kg.ha^{-1} respecto del T6, mientras que en S este incremento fue de 2838 kg.ha^{-1}. En los T1 y T2 no hubo diferencias significativas respecto al momento de aplicación del N. En tanto que el T5 versus del T6 manifestó una respuesta de 856 kg.ha^{-1} (R) y de 1000 kg.ha^{-1}^{1} (S). Según la condición hídrica hubo diferencias significativas en el % Prot y el PH, no así para % GH. Las variedades presentaron similar concentración de proteínas (9,9 – 10,1%) y de % GH (22,7-23,4 %). El PH disminuyo a medida que las dosis de N se redujeron; los T1, T2 y T3 fueron los que se diferenciaron del resto (valores más altos) en ambas condiciones hídricas. Los máximos rendimientos alcanzados se obtuvieron con el GC 2 y en el T1. La brecha de rendimiento (RP – REs) fue del 10%. No hubo diferencias en la concentración de proteínas y de gluten húmedo entre variedades; los valores logrados para estos parámetros comercial e industrialmente son considerados bajos. Las dosis de N y momento de aplicación no tuvieron un efecto claro sobre estos parámetros, debido a la "dilución" de la concentración de N en los granos por los altos rendimientos alcanzados, las abundantes precipitaciones durante el periodo de llenado de granos y la mayor extensión de dicho periodo.

Palabras claves: rendimiento potencial, calidad comercial, nitrógeno

C3P53. TECNOLOGÍAS DE FERTILIZACIÓN CON ZINC EN MAÍZ

Martínez Cuesta, Nicolás; Carciochi, Walter.; Sainz Rozas, Hernán; Eyherabide, Mercedes; Wyngaard, Nicolás; Colazo, Juan Cruz; Ferraris, Gustavo; Salvagiotti, Fernando& Barbieri, Pablo.

CONICET, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Ruta 226 km 73.5. Balcarce. Buenos Aires. Argentina. martinezcuesta.n@inta.gob.ar

RESUMEN

La disponibilidad de zinc (Zn) ha disminuido en los suelos de la Región Pampeana (RP) y, en consecuencia, se han reportado respuestas a la aplicación de este micronutriente en maíz. La combinación de distintas, dosis, fuentes y métodos de aplicación del fertilizante genera diferentes tecnologías de fertilización (TF). La TF, además de impactar sobre el rendimiento, también puede afectar la concentración de Zn en grano (biofortificación agronómica), variable relevante si se tiene en cuenta que un tercio de la población mundial sufre de deficiencias de Zn. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de diferentes TF con Zn (Suelo, Semilla y Foliar) sobre el rendimiento de maíz y la concentración de Zn en grano. Para ello se realizaron cinco experimentos, en el noroeste (Tilisarao-San Luís), norte (Oliveros-Santa Fe), centro (Pergamino-Bs As) y sureste (Balcarce-Bs As) de la RP. El diseño experimental fue en BCA con cuatro repeticiones. Los tratamientos fueron: Testigo= control sin aplicación de Zn; Semilla= 0,3 kg ha^{-1} de Zn aplicado con la semilla; Foliar= 0,7 kg ha^{-1} de Zn aplicado foliar en V6-V7 y Suelo= 2,1 kg ha^{-1} de Zn aplicado en bandas al suelo. Se observó respuesta a la aplicación de Zn en 4 de los 5 sitios, siendo la misma de 0,9 Mg ha^{-1}. La respuesta a la aplicación de Zn se debió a un aumento en el número de granos, mientras que el peso de los mismos no se vio afectado. Por su parte, la concentración de Zn en grano solo se vio afectada por el sitio. De este modo, la mayor exportación de Zn en grano debido a la fertilización con el nutriente se debió a efectos sobre en el rendimiento en grano más que en la concentración del nutriente. Todas las TF con Zn generaron un saldo positivo en el balance de Zn en el suelo.

Palabras claves: fertilidad, micronutrientes.

INTRODUCCIÓN

El zinc (Zn) es un micronutriente esencial para el crecimiento y reproducción de las plantas. En las plantas, el Zn tiene un rol clave como cofactor regulador de enzimas y es precursor del triptófano y del ácido indol-acético (hormona auxina) (Alloway, 2008). El maíz (*Zea mays L.*) es uno de los cultivos extensivos más susceptibles a la deficiencia de Zn (Brown *et al.*, 1993). Los síntomas de deficiencia de Zn en maíz se presentan como una clorosis internerval en la lámina. En los suelos agrícolas de la Región Pampeana (RP) la disponibilidad de Zn ha disminuido entre un 70% respecto de sus niveles iniciales (Sainz Rozas *et al.*, 2015). En este contexto, algunos estudios muestran respuesta al agregado de Zn en cultivos como soja (Martínez Cuesta *et al.*, 2016), trigo (Salvagiotti *et al.*, 2012) y maíz (Barbieri *et al.*, 2017).

La combinación de distintas dosis, fuentes y métodos de aplicación del fertilizante genera diferentes tecnologías de fertilización (TF), cada una de las cuales tiene ventajas y desventajas. La aplicación al suelo permite aplicar dosis altas y generar residualidad del nutriente, aunque su interacción con el suelo puede reducir su disponibilidad, principalmente en suelos con presencia de carbonato de calcio ($CaCO_3$) y pH alcalinos (Cakmak, 2008). El tratamiento de la semilla, permite distribuir pequeñas cantidades de manera uniforme, pero presenta las desventajas de que sólo se pueden aplicar bajas dosis (Prystupa *et al.*, 2012) y que puede producir toxicidad sobre las raíces y las bacterias de los inoculantes (García, 2005). Para la fertilización foliar se utilizan fertilizantes solubles en agua que pueden ser aplicados junto con otros agroquímicos como herbicidas, insecticidas o fungicidas (Ferraris, 2011). A su vez, la aplicación foliar evita las interacciones con el suelo. La desventaja es que tiene mayor dependencia de las condiciones ambientales para su aplicación (Martens & Westermann, 1991).

Por otro lado, un tercio de la población mundial sufre de deficiencias de Zn (Hotz & Brown, 2004). La aplicación de Zn para aumentar la concentración del nutriente en el grano (biofortificación agronómica) proporciona una solución rápida al problema y representa un enfoque complementario para los programas de mejoramiento (Cakmak, 2008). Por lo tanto, es imprescindible determinar cómo las distintas TF afectan el rendimiento y la calidad del grano.

La producción de cultivos debe aumentar un 60% para 2050 para hacer frente al aumento de la demanda de alimentos, y además, se debe aumentar la calidad nutricional de los mismos. Actualmente, en Argentina la brecha de rendimiento de maíz en secano es del 41% (Aramburu Merlos *et al.*, 2015). Una adecuada nutrición con macro, meso (N,

P y S) y micronutrientes (en particular de Zn) pueden contribuir a reducir dicha brecha. Para este último elemento existe poca información del impacto de la TF sobre el rendimiento y la calidad de grano en maíz. Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de diferentes TF sobre las variables mencionadas en diferentes ambientes de la RP.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se llevaron a cabo cinco experimentos durante las campañas 2014/15 (n = 3) y 2015/16 (n = 2), en el noroeste (Tilisarao-San Luís), norte (Oliveros-Santa Fe), centro (Pergamino-Buenos Aires) y sureste (Balcarce-Buenos Aires) de la RP. Estas áreas geográficas fueron seleccionadas para obtener una amplia gama de condiciones edáficas. El diseño experimental fue en BCA con cuatro repeticiones. Los tratamientos fueron: Testigo = control sin aplicación de Zn; Semilla = 0,3 kg ha^{-1} de Zn aplicado por la semilla (Teprosyn®, ZnO, 600 g l^{-1}); Foliar = 0,7 kg ha^{-1} de Zn aplicado foliar (Zintrac®,ZnO, 700 g l^{-1}) en V6-V7 (Ritchie & Hanway, 1982), y Suelo = 2,1 kg ha^{-1} de Zn aplicado en bandas al suelo ($ZnSO_4$). Todos los experimentos se realizaron bajo siembra directa. Se fertilizaron todas las parcelas con nitrógeno (N), fósforo (P) y azufre (S), como urea (46% N), superfosfato triple (20% P) y yeso (18% S) para garantizar la suficiencia de estos nutrientes. La densidad de siembra (60000 - 80000 semillas ha^{-1}), la distancia entre hileras (52 - 70 cm) y la fecha de siembra (Octubre - Diciembre) fueron seleccionadas para maximizar el rendimiento de maíz y variaron entre sitios.

A la siembra del cultivo se tomaron muestras de suelo (0-20 cm) en cada uno de los bloques. Las muestras fueron secadas a 30 °C, molidas y tamizadas por 2 mm. Para caracterizar el sitio experimental, se determinaron parámetros químicos: reacción del suelo (pH) (1:2,5), materia orgánica (MO) (Walkley & Black, 1934), fósforo extractable (Bray & Kurtz, 1945) y Zn disponible extraído con ácido dietilentriaminopentaacético (DTPA), según la metodología propuesta por Lindsay & Norwell (1978). En la Tabla 1 se muestran dichas propiedades edáficas.

Tabla 1. Propiedades químicas del suelo de cada sitio a la siembra de los cultivos (0-20 cm).

	Balcarce 14/15	Pergamino 14/15	Balcarce 15/16	Tilisarao 15/16	Oliveros 15/16
Tipo de suelo (USDA)	Argiudol típico	Argiudol típico	Argiudol típico	Haplustol éntico	Argiudol típico
MO (g kg^{-1})	44,0	33,6	66,0	17,0	30,3
pH	5,9	5,5	5,5	8,1	6,1
P-Bray (mg kg^{-1})	19,6	21,3	23,5	14,7	6,4
Zn-DTPA (mg kg^{-1})	0,98	1,15	2,00	0,23	0,86

Materia orgánica (MO), pH, fósforo extractable Bray (P-Bray) y zinc extractable con DTPA (Zn-DTPA).

En madurez fisiológica (R6) (Ritchie & Hanway, 1982), se cosechó el cultivo y se determinó el rendimiento en grano al 14% de humedad. Una muestra de granos de cada parcela fue secada en estufa a 60 °C hasta peso constante para calcular el peso de mil granos (PMG). Muestras de grano, secas y molidas, fueron sometidas a una digestión nítrico-perclórica (1:1) (Benton Jones, 1991) y la concentración de Zn en el digesto fue determinada mediante espectrofotometría de absorción atómica. La exportación de Zn en grano fue calculada como la concentración de Zn en grano multiplicada por el rendimiento (0% de humedad).

Se realizaron análisis de modelos mixtos utilizando el procedimiento PROC MIXED incluido en el programa estadístico Statistical Analysis System (SAS Institute, 1985). Los tratamientos y los sitios fueron considerados como efectos fijos y los bloques como aleatorios. Cuando las diferencias entre tratamientos fueron significativas se empleó el test de la diferencia mínima significativa (LSD), con un nivel de significancia del 5%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Condiciones climáticas

En la Tabla 2 se presenta la precipitación acumulada y la temperatura media durante las temporadas de cultivo. La precipitación total fue de 287, 358 y 209 mm en Balcarce 14/15, Balcarce 15/16 y Tilisarao 15/16, respectivamente; siendo la misma menor que la evapotranspiración del cultivo (aproximadamente 500 mm). Sin embargo, en Balcarce 14/15 y 15/16, los eventos de lluvia registrados durante el período crítico de determinación del rendimiento (finales de enero - principios de febrero, dependiendo del sitio) permitieron obtener buenos rendimientos. Por su parte, en Tilisarao se produjo un estrés pronunciado durante febrero (Tabla 2), coincidiendo con la floración del cultivo, período en el cual la disponibilidad de agua es crucial para obtener altos rendimientos (Andrade *et al.*, 2002). En Oliveros, se registraron eventos de lluvia escasa y desequilibrada durante el período crítico (finales de diciembre - principios de enero). Por lo

tanto, el rendimiento del grano de maíz en estos sitios (Tilisarao y Oliveros) se vio afectado por la disponibilidad de agua. La temperatura media y la radiación fueron similares al registro histórico para cada sitio y no afectaron negativamente el crecimiento del cultivo (datos no mostrados).

Tabla 2. Precipitación mensual (PP) (mm) y temperatura media promedio (T) (°C) durante la temporada de cultivo del maíz en los sitios experimentales.

Sitio	Balcarce 14/15		Pergamino 14/15		Balcarce 15/16		Tilisarao 15/16		Oliveros 15/16	
Mes	PP	T	PP	T	PP	T	PP	T	PP	T
Oct									42,3	18,0
Nov	79,2	18,2	78,0	21,4	81,3	17,3			89,8	21,4
Dic	67,5	20,8	183,0	22,0	10,5	21,1	56,9	25,0	104,8	24,9
Ene	30,7	20,3	175,2	22,3	77,6	21,7	151,9	26,7	70,5	26,8
Feb	105,7	20,9	37,0	21,6	136,9	21,8	0	26,1	389,8	26,1
Mar	3,9	20,4	48,4	20,3	52	17,7	0	21,5		
Total	287,0		521,6		358,3		208,8		697,2	

Respuesta a la fertilización con zinc

A través de los sitios, el rendimiento varió de 3,7 a 15,6 Mg ha^{-1} (Figura 1). El rendimiento promedio, a través de los sitios, para el tratamiento testigo fue de 8,8 Mg ha^{-1} y para el tratamiento con Zn aplicado fue de 9,7 Mg ha^{-1}, con una respuesta promedio de 0,9 Mg ha^{-1}. No obstante, para la variable rendimiento se observó interacción sitio x tratamiento, dado que se observó respuesta a la aplicación de Zn en 4 de los 5 sitios (Tabla 3). A su vez, Pergamino 14/15 y Balcarce 15/16 tuvieron mayores rendimientos en grano que Balcarce 14/15, Tilisarao 15/16 y Oliveros 15/16 como consecuencia de condiciones climáticas más favorables (Figura 1). No se determinó respuesta en rendimiento en Balcarce 15/16 porque el contenido de Zn-DTPA en el suelo (2 mg kg^{-1}) estuvo por encima del rango crítico (0,9-1,3 mg kg^{-1}) determinado por Barbieri *et al.* (2017). En Tilisarao 15/16 y Oliveros 15/16 se obtuvo un mayor rendimiento mediante la aplicación al Suelo (Figura 1). Esto puede deberse a que en Tilisaro 15/16 y Oliveros 15/16 el contenido de Zn-DTPA fue inferior al rango crítico reportado por Barbieri et al. (2017) y, bajo esta condición, la aplicación de una dosis alta al suelo puede ser ventajosa respecto a las otras TF por un mayor crecimiento de raíces (Kumar *et al.*, 2016). Similar a lo determinado por Barbieri *et al.* (2017), la respuesta a la fertilización con Zn no se asoció con el rendimiento máximo ($p > 0,32$; datos no mostrados). El incremento de rendimiento por la aplicación de Zn se debió a un aumento en el número de granos (NG) (Tabla 3), en línea con lo informado por Potarzycki & Grzebisz (2009), mientras que el PMG no se vio afectado por la fertilización con Zn (Tabla 3).

Tabla 3. Análisis de la varianza para rendimiento y sus componentes: peso de mil granos (PMG) y número de granos (NG); concentración de Zn en grano y exportación de Zn considerando sitio y tratamiento como fuentes de variación.

	Pr > F				
	Rendimiento	PMG	NG	Concentración de Zn	Exportación de Zn
Sitio	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Tratamiento	<0,001	0,5233	0,0028	0,6293	0,0221
Sitio*Tratamiento	0,0014	0,1961	0,0014	0,2285	0,0633

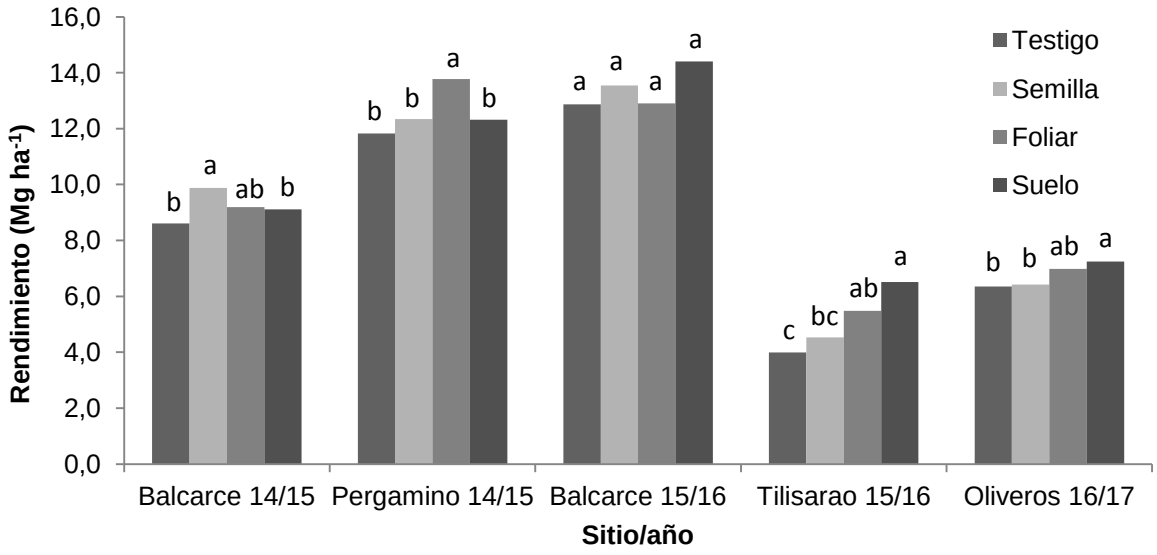


Figura 1. Rendimiento (Mg ha^{-1}) para cada sitio experimental afectado por la tecnología de fertilización con Zn. Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos según LSD test (α=0,05).

Concentración de zinc en grano

La concentración de Zn solo se vio afectada por el sitio (Tabla 3). Oliveros mostró una mayor concentración de Zn en grano en comparación con los otros sitios (Figura 2). Esto puede haber sido causado por el menor rendimiento de grano. El efecto significativo del sitio sobre la concentración de Zn en el grano puede ser consecuencia de los diferentes híbridos usados. Oikeh *et al.* (2003) y Prasanna *et al.* (2011) revelaron un efecto significativo del genotipo sobre la concentración de Zn del grano de maíz que varió entre 15 y 53 mg kg^{-1}. La fertilización con Zn no aumentó la concentración de Zn en el grano (Tabla 4). En todos los sitios la concentración de Zn en grano de los tratamientos testigo fue mayor al umbral crítico (18 mg kg^{-1}) determinado para maíz por Rashid & Fox (1992) (Figura 2). Este hecho sugiere la necesidad de validar el umbral mencionado para las condiciones productivas de RP y los híbridos actuales.

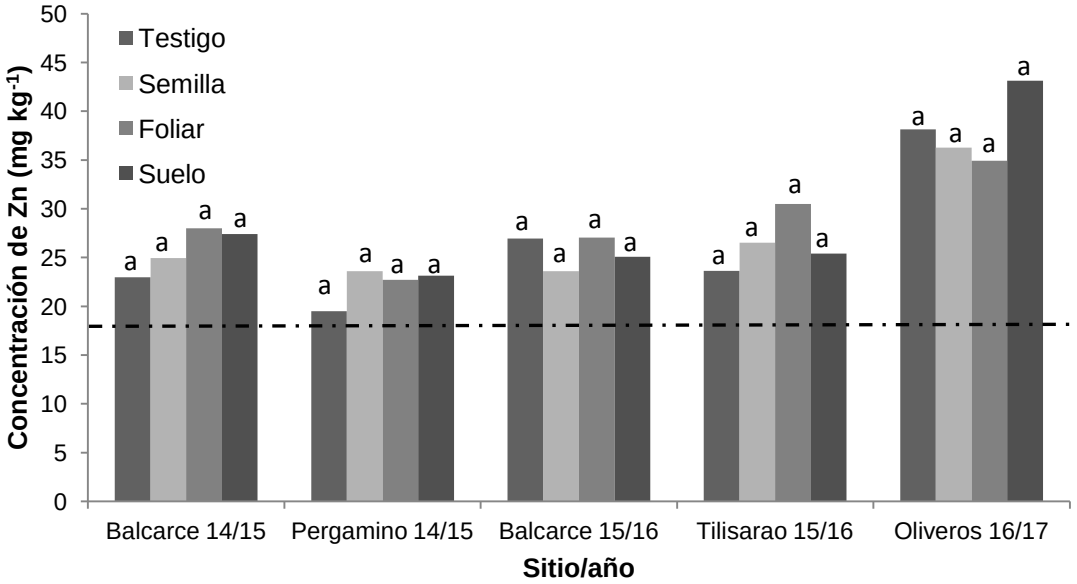


Figura 2. Concentración de Zn en grano (mg kg^{-1}) en los sitios experimentales. La línea punteada indica el umbral crítico de concentración de Zn en grano reportado por Rashid & Fox. Letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos según LSD test (α=0,05).

Exportación de zinc

No hubo una interacción significativa sitio x tratamiento sobre la exportación de Zn (Tabla 3). La exportación de Zn en grano aumentó a medida que la dosis aplicada se incrementó de acuerdo con la TF de Zn (Tabla 4). La exportación de Zn en grano se vio afectada por el sitio (Tabla 3). La fertilización con Zn aumentó la exportación de Zn principalmente debido a las diferencias en el rendimiento en grano más que en la concentración del nutriente (Tabla 3). Todas las TF generarían un enriquecimiento de Zn en el suelo, aunque el tratamiento Suelo mostró el mayor ingreso de Zn (Tabla 4). Estos resultados sugieren que si se utiliza una filosofía de suficiencia, la aplicación a la Semilla sería la más adecuada, mientras que si se busca reconstruir el nivel de Zn disponible rápidamente, la aplicación al Suelo sería la TF más apropiada.

Tabla 4. Exportación de Zn en granos (promedio de 5 sitios) y balance de Zn (diferencia entre la dosis aplicada y la exportación de Zn). Letras iguales dentro de una misma columna indican diferencias no significativas según LSD test (α=0,05).

Tratamiento	Exportación de Zn (g ha^{-1})	Dosis (g ha^{-1})	Balance de Zn (g ha^{-1})
Testigo	193 a	0	-193
Semilla	206 a	300	94
Foliar	225 a	700	475
Suelo	241 a	2100	1859

CONCLUSIONES

Las deficiencias de Zn en el cultivo de maíz se pueden corregir aplicando Zn a la Semilla, Foliar o al Suelo. Las aplicaciones al Suelo fueron más apropiadas para corregir las deficiencias de Zn cuando el contenido de Zn-DTPA es bajo, mientras que la aplicación de Zn a la Semilla y Foliar puede aliviar las deficiencias de Zn cuando el Zn-DTPA se encuentra dentro del rango de suficiencia. La concentración de Zn en grano no fue afectada por ninguna de las TF mientras que el mayor efecto residual de Zn se lograría con la aplicación de dosis elevadas al Suelo. Los resultados de este estudio son útiles para optimizar la fertilización con Zn y aumentar el rendimiento en grano de maíz en diferentes áreas de la RP.

BIBLIOGRAFÍA

- Alloway, BJ. 2008. Zinc in soils and crop nutrition. Segunda edición, IZA e IFA, Bruselas, Bélgica y París, Francia. 137 p.
- Andrade, F. & V Sadras. 2002. Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja. INTA Balcarce, Facultad de Ciencias Agrarias, UNMdP, Buenos Aires, Argentina. 450 p.
- Aramburu Merlos, F; J Monzon; J Mercau; M Taboada; F Andrade; A Hall; E Jobbagy; K.G Cassman & P Grassini. 2015. Potential for crop production increase in Argentina through closure of existing yield gaps. Field Crops Research 184: 145–154.
- Barbieri, PA.; HR. Sainz Rozas; N Wyngaard; M Eyherabide; NI Reussi Calvo, F Salvagotti; AA Correndo; PA Barbagelata; GP Espósito Goya; J. Colazo & HE Echeverría. 2017. Can edaphic variables improve dtpa-based zinc diagnosis in corn? Soil Sci. Soc. Am. J. doi:10.2136/sssaj2016.09.0316
- Benton Jones, J Jr. 1991. Plant Tissue Analysis in Micronutrients. In: J.J. Mortvedt et al., editors, Micronutrients in agriculture. 2nd ed. SSSA Book Ser. 4. SSSA, Madison, WI. p. 371-425.
- Bray, RH & LT Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. Soil Science. 59:39-45.
- Brown, PH; I Cakmak & Q Zhang. 1993. Form and Function of Zinc Plants. In: Robson, A.D. (eds) Zinc in Soils and Plants. Developments in Plant and Soil Sciences, vol 55. Springer, Dordrecht
- Cakmak, I. 2008. Enrichment of cereal grains with zinc: agronomic or genetic biofortification? Plant Soil. 302:1-17.
- Ferraris, GN. 2011. Micronutrientes en cultivos extensivos. ¿Necesidad actual o tecnología para el futuro? En: Simposio Fertilidad 2011: García, F.O. & A.A. Correndo (Eds.). La nutrición de cultivos integrada al sistema de

producción. Actas Simposio Fertilidad 2011. 18 y 19 de Mayo del 2011. Rosario, Santa Fe, Argentina, IPNI Cono Sur - Fertilizar AC: 121-133.

- García, FO. 2005. Soja: criterios para el manejo de la fertilización del cultivo. Informaciones Agronómicas N° 27, INPOFOS Cono Sur.
- Hotz, C. & KH Brown. 2004. Assessment of the risk of zinc deficiency in populations and options for its control. Food Nutrition Bulletin 25:94–204.
- Kumar, R; JS Bohra; N Kumawat; A Kumar; A Kumari & AK Singh. 2016. Root growth, productivity and profitability of baby corn (*Zea mays L.*) as influenced by nutrition levels under irrigated ecosystem. Res. Crops, 17(1), 41-46.
- Lindsay, WL & WA Norwell. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and cooper. Soil Science Society of America Journal, 42:421-428. Madison, USA.
- Martens, DC & DT Westermann. 1991. Fertilizer application for correcting micronutrient deficiencies. In: Mortvedt, J.J. et al., editors, Micronutrients in agriculture. 2nd ed. SSSA Book Ser. 4. SSSA, Madison, WI. p. 549-592.
- Martínez Cuesta, N; W Carciochi; H Sainz Rozas; P Barbieri; S Silva; F Salvagiotti & G Ferraris. 2016. Tecnologías de fertilización con cinc en soja: efecto sobre su eficiencia de uso. XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo 27 de junio a 1 de agosto, Rio Cuarto, Córdoba, Argentina. Actas y CD. p. 208.
- Oikeh, SO; A Menkir; B Maziya-Dixon; R Welch & RP Glahn. 2003. Assessment of concentrations of iron and zinc and bioavailable iron in grains of early-maturing tropical maize varieties. Journal of agricultural and food chemistry, 51(12), 3688-3694.
- Potarzycki, J. & W Grzebisz. 2009. Effect of zinc foliar application on grain yield of maize and its yielding components. Plant Soil Environ, 55(12), 519-527.
- Prasanna, BM; S Mazumdar; M Chakraborti; F Hossain; KM Manjaiah; PK Agrawal; SK Guleria & HS Gupta. 2011. Genetic variability and genotype x environment interactions for kernel iron and zinc concentrations in maize (Zea mays) genotypes. Indian Journal of Agricultural Sciences, 81 (8): 704-11.
- Prystupa, P.; M Torres Duggan & GN Ferraris. 2012. Tecnología de aplicación de micronutrientes en la Región Pampeana Argentina. Archivo Agronómico Nº 14, Concentración de nutrientes en planta como herramienta de diagnóstico: Cultivos extensivos. Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica, IPNI, Nº 5. pp. 2-8.
- Rashid, A. & RL Fox. 1992. Evaluating internal zinc requirements of grain crops by seed analysis. Agron. J. 84:469-474.
- Ritchie, S. & JJ Hanway. 1982. How a corn plant develops. Iowa State Univ. Technol. Spec. Rep., 48 P.
- Sainz Rozas, H.; M Puricelli; M Eyherabide; PA Barbieri; HE Echeverría; NI Reussi Calvo & JP Martínez. 2015. Available zinc levels in soils of Argentina. Int. J. Agron. Agric. Res, 7(5), 59-71.
- Salvagiotti, F.; J Castellarín & F Ferraguti. 2012. Respuesta a la fertilización con zinc y boro en el cultivo de trigo en el sur de Santa Fe. Para mejorar la producción número 47 - INTA EEA Oliveros.
- SAS Institute. 1985. SAS user´s guide. Statistics. Vers. 5. SAS Institute, Inc., Cary, NC.
- Walkley, A. & IA Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Science 37:29-37.

C3P54. RESPUESTA A LA FERTILIZACIÓN CON BORO EN MAÍZ

Martínez Cuesta, Nicolás; Wyngaard, Nicolás; Sainz Rozas, Hernán; Eyherabide, Mercedes; Carciochi, Walter.y Barbieri, Pablo.

CONICET, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Ruta 226 km 73.5. Balcarce. Buenos Aires. Argentina. martinezcuesta.n@inta.gob.ar

RESUMEN

El boro (B) es un micronutriente esencial para el maíz (*Zea mays* L.). Recientemente se demostró que la actividad agrícola redujo los niveles de B disponible en los suelos de la Región Pampeana. Debido a la importancia del maíz en los sistemas productivos de Argentina y la falta de información sobre respuesta a la aplicación de B resulta de interés evaluar la respuesta del maíz a la fertilización con B en ensayos a campo y explorar la asociación entre el B extractable en agua caliente (BAC) con el pH y el contenido de materia orgánica (MO). Para ello se realizaron 27 ensayos de maíz en secano y bajo siembra directa, donde se evaluaron dos tratamientos: un testigo (sin aplicación de B) y un fertilizado (aplicación foliar de B en V6). Solo hubo respuesta significativa en 2 de los 27 sitios, lo que no permitió ajustar un umbral crítico de BAC para maíz. Se determinó una asociación significativa pero débil entre BAC y MO ($r = 0,55$), mientras que, no se observó relación entre BAC y el pH ($r < 0,01$). Estos resultados permiten inferir que la inclusión del contenido de MO y el pH a un modelo de regresión múltiple podrían mejorar la predicción de la respuesta mediante BAC.

Palabras claves: micronutrientes; pH; materia orgánica

INTRODUCCIÓN

El boro (B) es un micronutriente esencial para las plantas, cuyo rol primario está relacionado al mantenimiento de la estabilidad estructural de la pared celular (Havlin *et al.,* 2005). Por este motivo, en condiciones de deficiencia de B, la expansión celular es limitada. Esta limitación afecta el crecimiento del tubo polínico (Lordkaew *et al.,* 2011), que es fundamental para el desarrollo de los granos y determinante del rendimiento de los cultivos. Entre los cultivos cuyo rendimiento es afectado negativamente por la deficiencia de B se encuentra el maíz (*Zea mays* L.) (Berger *et al*., 1957).

El método más difundido para evaluar la disponibilidad de B en el suelo es el método de boro extractable con agua caliente (BAC) (Gupta & Stewart, 1975). El rango típico del umbral crítico de BAC por debajo del cual el rendimiento de los cultivos se ve afectado varía entre 0,1 y 2,0 mg kg^{-1} (Sims & Johnson, 1991) según las condiciones edafo-climáticas. Debido a la inexistencia de un umbral de BAC para maíz, surge la necesidad de realizar ensayos de calibración a campo.

Dentro de las propiedades del suelo que afectan la disponibilidad de B, el contenido de materia orgánica (MO) se asocia positivamente con la disponibilidad de B (Havlin *et al.,* 2005). Debido al alto contenido prístino de MO de los suelos de la región pampeana (RP), no se observaba respuesta a la fertilización con B. Sin embargo, la intensificación agrícola en la RP ha llevado a un descenso del contenido de MO de sus suelos (Sainz Rozas *et al.,* 2011). Esta reducción del contenido de MO ha derivado en un descenso del contenido de B disponible (31%) a niveles que, en algunos casos, son inferiores a los umbrales de deficiencia descriptos en bibliografía internacional (Sainz Rozas *et al.,* 2012).

Otra propiedad del suelo que afecta la disponibilidad de B es el pH, pero a diferencia de la MO, el incremento de pH provoca un descenso de la disponibilidad de B (Havlin *et al.,* 2005). En la RP, la baja reposición de bases sumada al incremento del uso de fertilizantes fosfatados y nitrogenados, ha producido el descenso de pH en los suelos agrícolas (Sainz Rozas *et al.*, 2011). Este descenso de pH podría llegar a favorecer la disponibilidad de B, por lo que debería ser tenido en cuenta al momento de diagnosticar la disponibilidad de este micronutriente.

Existen numerosas evidencias que sugieren que el valor predictivo de un análisis de micronutrientes en el suelo puede ser mejorado por el empleo de regresiones múltiples que incluyan ciertas propiedades del suelo junto con la concentración del micronutriente (Sims & Johnson, 1991). Algunas de las variables incorporadas a los modelos de predicción de disponibilidad de micronutrientes son el contenido de MO y el pH (Havlin *et al*., 2005; Catlett *et al*., 2002; Alloway, 2009). Por lo tanto, la incorporación de variables edafológicas al modelo de diagnóstico de suelo basado en BAC tiene el potencial de mejorar su capacidad predictiva. Los objetivos de este trabajo fueron evaluar la respuesta del maíz a la fertilización con B en ensayos a campo y explorar la asociación entre el B extractable en agua caliente con el pH y el contenido de MO.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron 27 ensayos de maíz en secano y bajo siembra directa, el diseño experimental fue DCBA con tres repeticiones. El tamaño de cada unidad experimental fue de 50 m^2. En cada sitio se sembró maíz con dos tratamientos: T0 = testigo sin la aplicación de B, y T1 = B foliar en V5-V7 (225 g ha^{-1} B; 1,5 l ha^{-1} Bortrac). La densidad de siembra (60000 - 80000 semillas ha^{-1}), la distancia entre hileras (52 - 70 cm) y la fecha de siembra (Octubre - Noviembre) fueron seleccionadas para maximizar el rendimiento de maíz y variaron entre sitios.

Previo a la siembra, se tomaron muestras de suelo (0-20 cm) de cada bloque. Las mismas fueron secadas a 30 °C, molidas y pasadas por un tamiz de 2 mm de malla. A partir de dichas muestras se realizó la determinación de parámetros químicos: reacción del suelo (pH) (suspensión de suelo: agua 1:2,5), materia orgánica (MO) (Walkley & Black, 1934) y B extractable con agua caliente (Gupta & Stewart, 1975). La cuantificación de B en los extractos se realizó mediante espectrofotometría de absorción atómica.

A la siembra, todas las parcelas fueron fertilizadas con 20 kg P ha^{-1} de superfosfato triple (201 g P kg^{-1}) aplicado en bandas y 15 kg S ha^{-1} de sulfato de calcio ($CaSO_4$) (186 g S kg^{-1}). La dosis de nitrógeno, aplicado al voleo en forma de urea (460 g N kg^{-1}) en V6, fue calculada en función de los resultados de análisis de suelo, con el fin de obtener el máximo rendimiento. A madurez fisiológica el cultivo se cosechó y se expresó el rendimiento en grano a 14% de humedad relativa.

Se utilizó el procedimiento PROC UNIVARIATE del programa SAS 9.2 (SAS Institute, 2008) para probar los supuestos de normalidad y calcular estadísticos descriptivos (media, mediana y coeficiente de variación) y para analizar la distribución de los residuales. El efecto de los tratamientos sobre el rendimiento en grano se analizó para cada sitio-año mediante ANOVA usando el procedimiento PROC GLM de SAS.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los experimentos a través de los sitios-años mostraron un rango de pH del suelo de ácido a ligeramente alcalino (5,4 a 7,9), un amplio rango de contenido de MO (15 a 74 g kg^{-1}) y valores BAC considerados media a alta disponibilidad (0,6 a 2,1 mg kg^{-1}) (Tabla 1). Se determinó una asociación significativa pero débil entre BAC y MO (r = 0,55) (Figura 1). De manera similar, Sainz Rozas *et al.* (2012) reportaron para los suelos agrícolas de la RP, que la disponibilidad de B se correlacionó significativamente con el contenido de MO del suelo (r= 0,47), lo que indica la importancia de la MO en la disponibilidad de B (Gupta *et al.*, 1985). La débil asociación entre estas dos variables permite inferir que la inclusión del contenido de MO a un modelo de regresión múltiple podría mejorar la predicción de la respuesta.

Por otro lado, no se observó relación entre BAC y el pH (r < 0,01) (Figura 2), en contraposición a lo informado por Khan *et al.* (1979). Estos autores observaron una fuerte correlación negativa entre estas dos variables (r = -0,65) en suelos calcáreos. Esta diferencia de resultados podría deberse al mayor número muestras (n= 98) utilizado por estos autores y que los suelos utilizados eran ricos en óxidos de hierro y aluminio, de manera que al aumentar el pH se incrementa la precipitación del B con estos minerales, quedando de forma menos disponible (Sims & Bingnam, 1968). En contraposición, para suelos de la RP, Sainz Rozas *et al.* (2012) determinaron una correlación positiva entre el BAC y el pH (r = 0,16), lo que sugiere que en suelos con pH alcalinos se favorece la adsorción de B en formas relativamente disponibles, disminuyendo de ese modo las pérdidas por lavado.

La respuesta promedio fue de 1,38 Mg ha^{-1}, superior a lo informado por Li & Liang (1997). Estos autores, en suelos con valores de pH (5,8 a 6,2) y contenido de MO (29 a 50 g kg^{-1}) similares a los utilizados en el presente estudio, pero con niveles de BAC inferiores (0,25 a 0,55 mg kg^{-1}), reportaron una menor respuesta a la aplicación de B en maíz de 0,56 Mg ha^{-1}. La baja frecuencia de sitios-años con respuesta positiva a la aplicación de B no permitió ajustar un umbral crítico (Figura 3). En línea con esto, Jin *et al*. (1987) en un ensayo de condiciones controladas con 14 suelos del estado de Virginia, no pudieron ajustar un umbral crítico de B para maíz, debido a que no existió respuesta significativa, a pesar de que en 2 suelos el BAC < 0,1 mg kg^{-1}.Esta falta de respuesta en sitios de bajo contenido de BAC sería debido al aporte de B desde otras fracciones no tenidas en cuenta por el BAC. Para el cultivo de trigo Li *et al.* (1978) y Rerkasem *et al.* (1989) definieron umbrales de BAC más bajos (0,12 y 0,32 mg kg^{-1}, respectivamente) que los valores de BAC hallados en nuestros experimentos. Esto sumado a que el cultivo de maíz tiene requerimientos similares de B que el trigo (20 mg kg^{-1} vs. 25 mg kg^{-1}) (Wichmann, 2000) y a la falta de sitios con respuesta significativa, sugiere que el umbral de BAC para maíz estaría por debajo de 0,6 mg kg^{-1}.

Tabla 1: Información sobre año, tipo de suelo, ubicación, clase textural, pH, materia orgánica del suelo (MO), B extractable en agua caliente (BAC) y rendimiento en parcelas testigo (Rend. T0) y en parcelas fertilizadas con B (Rend. T1) para 27 ensayos.

Sitio	Año	Tipo de suelo	Latitud	Longitud	Textura	pH	MO	BAC	Rend. T0	Rend. T1	p-valor
							g kg^{-1}	mg kg^{-1}	Mg ha^{-1}		
1	2009	Argiudol típico	37° 45′ S	58° 18′ W	Franco	5,9	45	1,2	15,3	14,1	0,38
2	2010	Argiudol típico	37° 45′ S	58° 18′ W	Franco	6,5	62	1,4	16,4	16,4	0,97
3	2011	Argiudol típico	37° 45′ S	58° 18′ W	Franco	5,9	57	1,3	18,4	17,3	0,09
4	2011	Argiudol típico	37° 45′ S	58° 18′ W	Franco	6,0	54	1,0	13,2	11,6	0,12
5	2011	Argiudol típico	37° 45′ S	58° 18′ W	Franco	6,0	54	1,2	6,3	6,2	0,46
6	2010	Argiudol típico	31° 12′ S	61° 30′ W	Franco	5,8	25	1,0	6,4	5,3	0,29
7	2010	Aplustol údico	28° 01′ S	65° 19′ W	Franco	7,4	22	1,1	11,1	10,6	0,15
8	2010	Argiudol típico	26° 53′ S	64° 36′ W	Franco limoso	7,9	20	1,2	10,6	9,8	0,31
9	2010	Argiudol típico	33° 56′ S	60° 33′ W	Franco	6,1	24	0,9	11,7	12,1	0,32
10	2010	Argiudol típico	32° 34′ S	60° 51′ W	Franco	6,3	20	1,0	7,2	7,4	0,78
11	2011	Argiudol típico	32° 33′ S	60° 51′ W	Franco	5,6	29	1,1	12,5	14,0	0,01
12	2011	Argiudol típico	33° 56′ S	60° 33′ W	Franco	5,4	23	0,6	4,2	5,5	0,03
13	2013	Argiudol típico	37° 5′ S	57° 27′ W	Franco	5,8	62	1,5	9,0	8,9	0,88
14	2013	Argiudol típico	38° 3′ S	58° 12′ W	Franco	6,0	70	1,7	9,1	7,8	0,30
15	2013	Argiudol típico	37° 5′ S	57° 24′ W	Franco	6,0	62	1,7	9,0	9,2	0,82
16	2013	Argiudol típico	38° 5′ S	57° 43′ W	Franco	6,0	57	1,6	8,6	8,9	0,71
17	2013	Argiudol típico	37° 54′ S	58° 39′ W	Franco	5,4	56	1,5	14,3	14,8	0,42
18	2013	Argiudol típico	38° 9′ S	57° 41′ W	Franco	6,2	58	2,1	10,6	10,2	0,46
19	2013	Argiudol típico	38° 18′ S	58° 5′ W	Franco	5,9	60	1,8	10,9	11,0	0,90
20	2013	Argiudol típico	38° 18′ S	58° 5′ W	Franco	5,9	74	2,1	11,5	11,7	0,65
21	2013	Argiudol típico	37° 45′ S	58° 7′ W	Franco	5,9	55	1,1	13,3	13,6	0,85
22	2013	Argiudol típico	37° 45′ S	58° 18′ W	Franco	5,7	55	0,7	10,1	8,9	0,07
23	2013	Argiudol típico	37° 40′ S	58° 24′ W	Franco	6,4	59	0,7	7,5	7,3	0,56
24	2013	Argiudol típico	34° 15′ S	61° 41′ W	Franco	5,6	20	1,2	10,2	10,7	0,51
25	2013	Argiudol típico	34° 15′ S	61° 41′ W	Franco	6,0	32	0,8	12,6	12,9	0,65
26	2013	Argiudol típico	34° 16′ S	61° 44′ W	Franco	5,9	30	1,0	11,6	12,1	0,49
27	2013	Argiudol típico	34° 15′ S	61° 41′ W	Franco	5,9	15	1,0	6,8	6,8	0,96
				Promedio		6,1	44	1,2	10,7	10,6	
				Desvío estándar		0,5	19	0,4	3,3	3,2	
				Mediana		5,9	54	1,2	10,6	10,6	
				Mínimo		5,4	15	0,6	4,2	5,3	
				Máximo		7,9	74	2,1	18,4	17,3	
				Coeficiente de variación (%)		8,7	41,9	32,8	30,7	30,5	

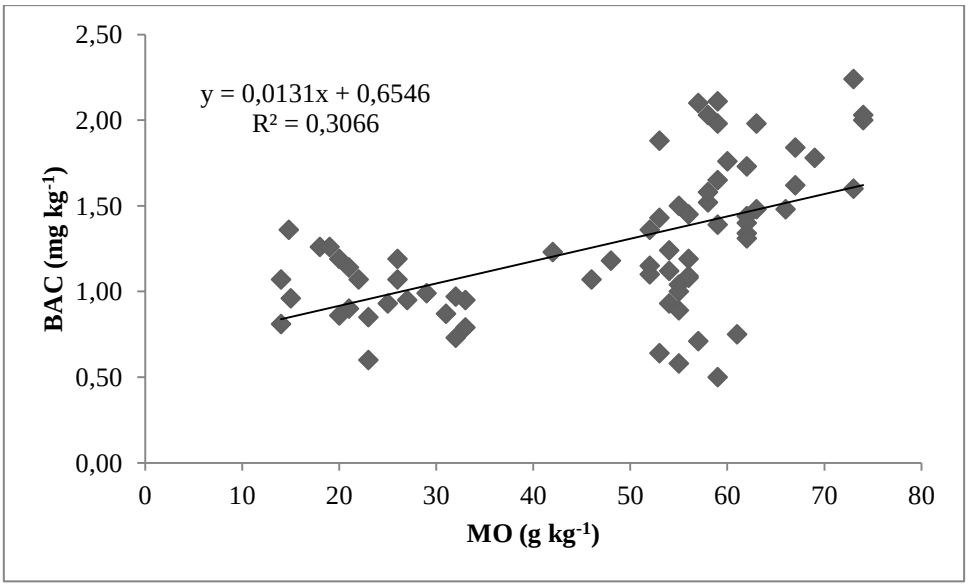


Figura 1: Relación entre el B extractable (mg kg^{-1}) y el contenido de MO (g kg^{-1}).

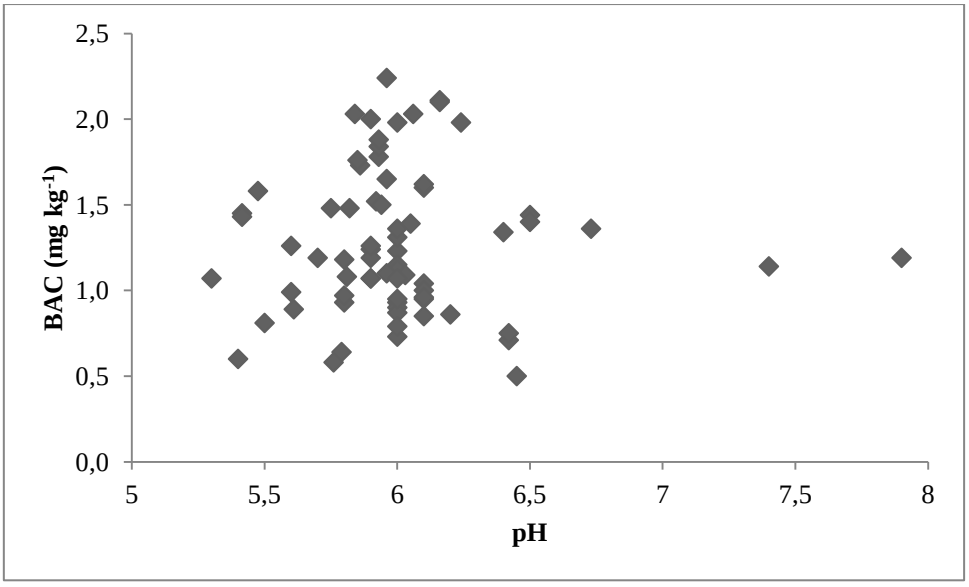


Figura 2: Relación entre el conteniido BAC (mg kg^{-1}) y el pH.

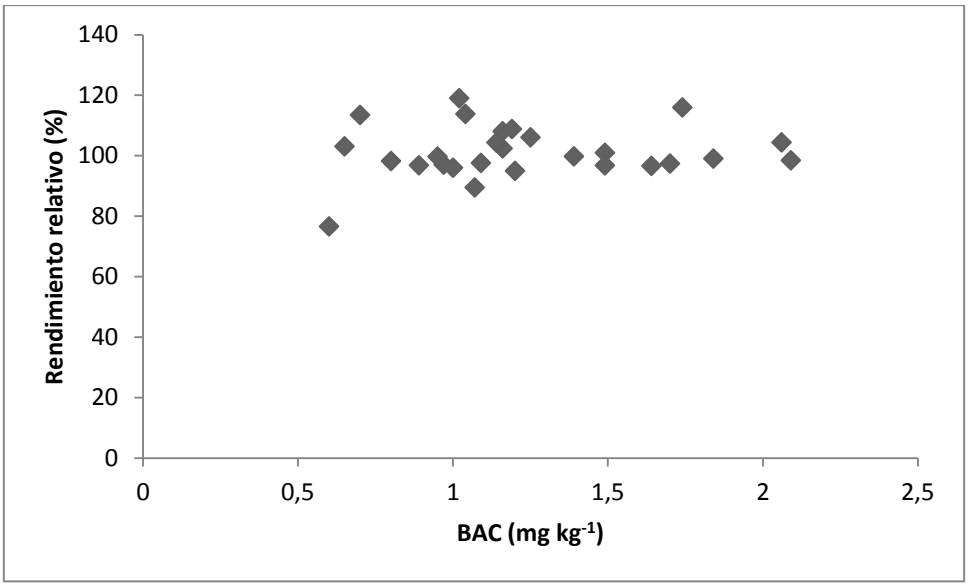


Figura 3: Relación entre el rendimiento relativo (%) (Testigo/fertilizado con B) y el contenido de BAC (mg kg^{-1}) en el suelo a la siembra.

CONCLUSIONES

La falta de sitios con respuesta a la fertilización con B no permitió ajustar un umbral de suficiencia. El valor mínimo de BAC encontrado Sainz Rozas *et al.* (2012) en suelos agrícolas de la RP fue de 0,3 mg kg^{-1}, lo que sugiere que al ampliar el número de ensayos se hallarían sitios con deficiencias. Por otro lado, no hubo evidencia de niveles tóxicos de B en el suelo. Por último, la falta de asociación entre la concentración de B extractable y el pH sugiere que sería factible la inclusión de esta última variable a un modelo de predicción de respuesta a la fertilización con B.

BIBLIOGRAFÍA

- Alloway, BJ. 2009. Soil factors associated with zinc deficiency in crops and humans. Environmental Geochemistry Health 31, 537-548.
- Berger, KC; T Heikkinen & E Zube. 1957. Boron deficiency, a cause of blank stalks and barren ears in corn. Soil Sci. Soc. Am. J. 21:629-632.
- Bray, RH & LT Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. Soil Science. 59:39-45.
- Catlett, KM; DM Heil; WL Lindsay & MH Ebinger. 2002. Soil chemical properties controlling $Zinc^{+2}$ activity in 18 Colorado soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 66:1182-1189.
- Gupta, SK & JWB. Stewart. 1975. The extraction and determination of plant-available boron in soils. Schweiz Landw Forsch. 14:153-169.
- Havlin, J; JD Beaton; SL Tisdale & WL Nelson. 2005. Soil fertility ana fertilizaers: an introduction to nutrient management. Pearson Prentice Hall: Upper Saddle River, New Jersey, USA.
- Khan, ZD; J Ryan & KC Berger. 1979. Available boron in calcareous soils of lebanon. Agronomy Journal, 71(4), 688-690.
- Li, BH; WH Li; MC Kui, WS Chao; HP Jern; CR. Li; WJ Chu & CL Wang. 1978. Studies on the cause of sterility of wheat. J. Northeast Agric. Coll. 3, 1–19.
- Li, Y & H Liang. 1997. Soil boron content and the effects of boron application on yields of maize, soybean, rice and sugarbeet in Heilongjiang Province, China. En: Boron in soils and plants (Pp. 17-21). Springer, Dordrecht.
- Lordkaew, S; B Dell; S Jamjod & B Rerkasem. 2011. Boron deficiency in maize. Plant and soil, 342(1-2), 207-220.
- Rerkasem, B; DA Saunders & B Dell. 1989. Grain set failure and boron deficiency in wheat in Thailand. J. Agric. Chiang Mai University 5, 1–10.
- Sainz Rozas, HR; HE Echeverria & H Angelini. 2011. Organic carbon and ph levels in agricultural soils of the pampa and extra-pampean regions of Argentina. Cienc. Suelo 29:29-37.

- Sainz Rozas, HR; HE Echeverría; M Eyherabide; M Barraco; GN Ferraris & HP Angelini. 2012. Niveles de boro disponible en suelos de la Región Pampeana Argentina. Actas Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. 19. Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata, Buenos Aires. Argentina.
- SAS Institute. 2008. The SAS system for windows. Version 9.2. SAS Institute, Cary, NC.
- Sims, JR & FT Bingham. 1968. Retention of boron by layer silicates, sesquoxides, and soil materials: ii. Sesquioxides. Soil Science Society of America Journal, 32(3), 364-369.
- Sims, JT & GV Johnson. 1991. Micronutrient soil test. En: Mortvedt, J.J. et al. (eds.). MIcronutrients in agriculture. Soil Sci. Soc. Am. Madison, WI, EEUU.
- Walkley, A & Y Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Science. 37: 29-37.
- Wichmann, W. 1992. World fertilizer use manual. BASF AG, Germany, p. 600.

C3P55. EFECTO DE LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA EN TRIGO CONTINUO SOBRE EL NITRÓGENO MINERALIZABLE DEL SUELO

Martínez, Juan M.[1]; Kiessling, Roberto J.[2] y Ron, María M.[2]

[1]Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida (CERZOS), Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS)- CONICET, Bahía Blanca, Argentina. San Andrés 800. jmmartinez@criba.edu.ar
[2]Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur.

RESUMEN

La fertilización nitrogenada y la siembra directa (SD) son prácticas que afectan las diferentes fracciones de nitrógeno (N) del suelo. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de mediano plazo de la fertilización nitrogenada en trigo continuo (*Triticum aestivum* L.) sobre una fracción de N mineralizable en diferentes profundidades en un suelo de la región semiárida bonaerense. En 2016, se tomaron muestras de suelo en un ensayo de larga duración (comenzado en 2009) en las profundidades de 0-6 y 0-20 cm. Los tratamientos muestreados fueron las parcelas con diferentes dosis de N aplicado a la emergencia (0, 40 y 80 kg N ha^{-1}). Se determinó el N total (Nt) y el N anaeróbico (Nan) en ambas profundidades. También, se calculó la fracción activa del N (FAN) mediante el cociente entre el Nan y el Nt. El Nan demostró resultados variables de acuerdo a la profundidad considerada. En 0-6 cm, el mayor valor se halló con la dosis de 40 kg N ha^{-1}, mientras que en 0-20 cm se obtuvieron valores crecientes con el aumento de dosis de N. El Nt no demostró efectos de la fertilización nitrogenada en ninguna profundidad. La FAN evidenció diferencias significativas según las dosis de N, que siguieron el mismo patrón de respuesta que el Nan. Los resultados demuestran que la fertilización nitrogenada continua produjo cambios del potencial de mineralización en el mediano plazo en ambas profundidades evaluadas. Los incrementos observados del Nan podrían implicar una modificación de la calidad de la materia orgánica.

Palabras clave: ensayo de larga duración, N potencialmente mineralizable, N anaeróbico.

INTRODUCCIÓN

El N es el nutriente más limitante para la producción de cultivos en las zonas agrícolas. Para mejorar el diagnóstico de la fertilidad nitrogenada, el conocimiento del N que se mineralizará de la materia orgánica (MO) podría ser fundamental para ajustar la dosis a aplicar (Echeverría *et al.*, 1994; St. Luce *et al.*, 2011).

La mayoría de las estimaciones de la contribución de N por mineralización del suelo se basan en las incubaciones aeróbicas durante largos períodos (Martínez & Galantini, 2017). Esta metodología permite determinar la fracción del N del suelo que es susceptible de ser transformada en formas minerales, también denominada N potencialmente mineralizable (Npm). Sin embargo, esta metodología demanda mucho tiempo de procesamiento (Walley *et al.*, 2002), por lo que se han desarrollado diferentes metodologías rápidas que permitan estimar de manera fiable el Npm (Griffin, 2008). El N incubado en condiciones anaeróbicas o N anaeróbico (Nan), cobra relevancia debido a su sensibilidad y rápida respuesta para evidenciar cambios que se producen en el suelo por el manejo (Fabrizzi *et al.*, 2003). Este método se basa en la determinación del N de amonio ($N\text{-}NH_4^+$) liberado por los microorganismos muertos en condiciones de anoxia en una suspensión suelo: agua incubado durante un periodo entre 7 y 14 días. Algunos autores han reportado que el N anaeróbico es el mejor indicador biológico del Npm (Bushong *et al.*, 2007; Soon *et al.*, 2007).

El N total del suelo (Nt), está compuesto principalmente por N orgánico y su concentración disminuye con la profundidad, y por lo tanto se espera que ocurra lo mismo con el N que va a ser mineralizado (Cabrera *et al.*, 1994). Es importante remarcar que el sistema de labranza puede afectar el contenido de Nan en profundidad (Hadas *et al.*, 1986; Doran, 1987). La SD aumenta la MO del suelo en superficie, debido a la acumulación de residuos de los cultivos, afectando el ciclado de N (Doran, 1987). Algunos autores (Needelman *et al.*, 1999) sugieren que la SD aumenta la fracción activa de N orgánico en las capas superficiales. Sin embargo, este efecto no es claro cuando se consideran otras profundidades.

En un contexto de intensificación agrícola las transformaciones en la dinámica del N del suelo bajo SD interactúan con otras prácticas como la aplicación de fertilizantes nitrogenados. Bajo condiciones semiáridas la evolución de variables edáficas y del cultivo después de la introducción de la SD, son dependientes de la producción de biomasa que se ve comprometida en los ciclos de sequía (López *et al.*, 2015). En el sudoeste bonaerense los estudios que evalúan los efectos de la fertilización nitrogenada en un monocultivo de trigo bajo SD sobre propiedades edáficas son aun incipientes (Minoldo, 2010; Martínez *et al.*, 2017a).

El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de mediano plazo de la fertilización nitrogenada continua en trigo sobre la fracción de N mineralizable en diferentes profundidades en un suelo de la región semiárida bonaerense.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio experimental

El estudio se llevó a cabo en un establecimiento ubicado en Colonia Napostá, a 35 km de la ciudad de Bahía Blanca (Provincia de Buenos Aires), cabecera del partido homónimo. El paisaje del área es plano y constituye mayormente el resultado de episodios eólicos, procesos de erosión/deposición y eventos de origen marino. Se clasificó el suelo como un Paleustol Petrocálcico, franco grueso térmico (Soil Survey Staff, 2014).

El edafoclima es ústico-térmico (Amiotti *et al.*, 2010). La precipitación promedio anual en la zona es de 560 mm (media 1860-2006), concentrándose dos terceras partes en otoño y primavera. Se registran una estación seca a fines del invierno y una semiseca a mediados de verano (enero y febrero). En esos meses la evapotranspiración potencial más que duplica las precipitaciones (Scian, 2010), lo que constituye una limitación difícil de franquear para la producción de cultivos de verano.

Diseño experimental

En 2009 se instaló un ensayo de fertilización nitrogenada en trigo bajo SD, con un diseño de bloques completos al azar (unidad experimental de 60 m^2) y seis tratamientos. Estos consistieron en dosis y épocas de aplicación de N: testigo, 40 y 80 kg N ha^{-1}, en siembra-emergencia o macollaje, y la dosis mayor repartida entre las dos épocas, en dos fracciones iguales. El N se aplicó como urea granulada (46-0-0) al voleo en forma manual. El análisis en muestras de la capa arable (0-12 cm) al comienzo del ensayo (año 2009) arrojó valores de 17 g de carbono orgánico total (COT) kg^{-1} (Walkley & Black, 1938), 9 mg fósforo extraíble kg^{-1} (Bray & Kurtz, 1945) y 7,6 de pH (relación suelo: agua 1:2,5). Una caracterización minuciosa del estado inicial del sitio de ensayo en cuanto a parámetros de fertilidad química y su variabilidad espacial en un diseño de bloques se informa en un trabajo anterior (Orden *et al.*, 2011). A los siete años del inicio del estudio se colectaron en pre-siembra del trigo muestras compuestas (10-15 muestras simples) en las profundidades de 0-6 y 0-20 cm en las unidades experimentales que durante siete campañas consecutivas habían recibido anualmente 0, 40 y 80 kg N ha^{-1} aplicados al momento de emergencia (0, 40E, 80E).

Análisis de suelo

Se procedió a secar al aire y tamizar las muestras por una malla de 2 mm. Luego, en dichas muestras se analizó el Nan mediante incubaciones anaeróbicas (Waring & Bremner, 1964) y el N total de los suelos (Nt) por el método semi micro-Kjeldahl (Bremner, 1996). Luego, se calculó la fracción activa de N (FAN) a partir del cociente entre Nan y Nt, como fue propuesto por El Garhous *et al.* (1990).

Análisis estadístico

Se realizó el análisis de la varianza (ANAVA) y comparación de medias mediante el test de diferencias mínimas significativas (DMS) de Fisher ($p<0,05$) para estudiar la influencia de la fertilización sobre las variables edáficas evaluadas en cada profundidad. Se empleó el paquete estadístico Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2013).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de Nan hallados en ambas profundidades coinciden a los reportados por otros autores en suelos de mayor fertilidad (Cozzoli *et al.*, 2010; Reussi Calvo *et al.*, 2013). El Nan respondió significativamente a la fertilización en cada profundidad evaluada (Figura 1a). En 0-6 cm, el mayor valor se halló con la dosis de 40 kg N ha^{-1} mientras que en 0-20 cm, se obtuvieron valores crecientes de Nan con el aumento de la dosis de N atribuibles a las diferentes condiciones de mineralización que produce la fertilización nitrogenada (García *et al.*, 2015). Es importante destacar que se observaron mayores valores de Nan en la capa más superficial con respecto a 0-20 cm, en todos los tratamientos muestreados. Esto era esperable debido a la estratificación de la MO que se genera bajo SD, favoreciendo una mayor proporción de N lábil

en superficie (Balesdent *et al.*, 2000). Además, esto coincide con lo hallado por otros autores (Doran, 1987; Needelman *et al.*, 1999; Mikha *et al.*, 2006), los cuales reportaron mayores potenciales de mineralización de N sobre la superficie del suelo bajo SD.

Con respecto al Nt, no se halló ningún efecto de la fertilización nitrogenada (Figura 1b). Estos resultados son coherentes con los reportados por Martínez *et al.* (2017a) para el nivel de COT en el mismo ensayo y profundidades, y señalan que la relación C:N en la MO no fue afectada por la aplicación del fertilizante (datos no mostrados). En contraposición, Duval *et al.* (2013) informaron efectos significativos del agregado de N en monocultivo de trigo bajo SD para profundidades similares en otro sitio del sudoeste semiárido.

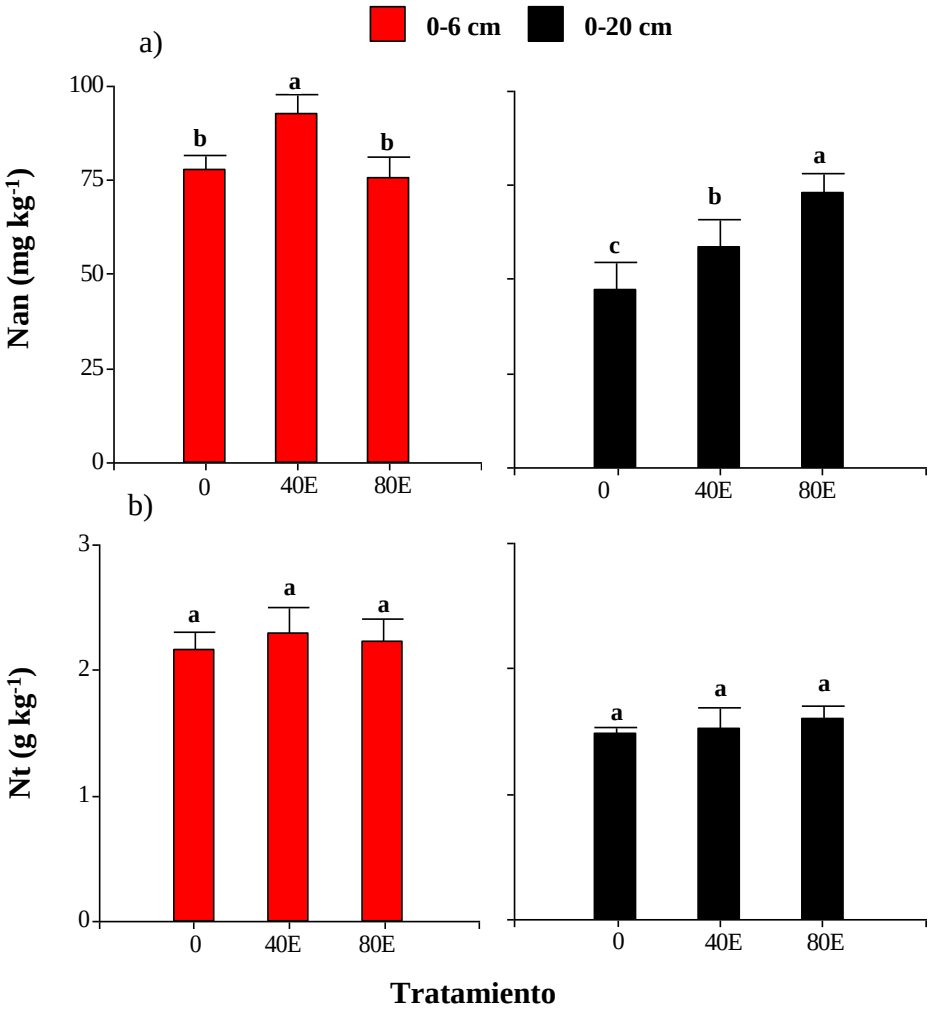


Figura 1: Concentración de a) Nan (mg kg^{-1}) y b) Nt (g kg^{-1}) según diferentes dosis de N para 0-6 y 0-20 cm.

La FAN se considera como la parte de la MO lábil que aporta una parte importante de N disponible para las plantas en el corto plazo para el crecimiento de los cultivos (El Gharous *et al.*, 1990; Drinkwater *et al.*, 1996). Los valores encontrados de FAN independientemente del tratamiento y profundidad se hallan entre los rangos de valores propuestos por otros autores (Martínez & Galantini, 2017; Martínez *et al.*, 2017b), quienes reportaron valores de FAN menores a 10%.

Las diferentes dosis de N produjeron diferencias significativas sobre la FAN en ambas profundidades (Tabla 1). En 0-20 cm se observaron valores crecientes de FAN a medida que se incrementó la dosis de N, obteniéndose el mayor valor con la dosis de 80E, en analogía con el Nan. En 0-6 cm, no se observó una mayor FAN con la mayor dosis. El efecto diferencial observado reflejaría la respuesta a dosis en la cantidad de biomasa producida (Ron *et al.*, 2016), y la variación del sustrato de la actividad biológica con la profundidad (Janzen *et al.*, 1992). Las diferencias se combinarían

con el efecto de cebado del fertilizante, una mayor nitrificación en los primeros cm y el movimiento vertical de los nitratos.

Los resultados hallados indican que la fertilización nitrogenada tendió a incrementar las fracciones lábiles de N incrementando el potencial de mineralización, Estos resultados deberían confirmarse en próximos muestreos y compararse con otras estimaciones de la fracción más lábil del N orgánico, como puede ser el N asociado a la MO particulada (Martínez *et al.*, 2017b).

El Nan resulto más sensible a la fertilización nitrogenada que Nt lo que podría indicar que solo se influencio la calidad de la MO o que los posibles incrementos de Nt por dosis de fertilización rondarían el 1% como lo indica la FAN y no serían fácilmente detectables por la metodología del análisis.

A pesar de que se observó una mayor respuesta física en la producción de biomasa del cultivo con la fertilización en este ensayo no se hallaron incrementos sobre el N bajo estas condiciones. Era esperable que la SD junto con la fertilización nitrogenada incremente la MO -especialmente en la capa más superficial- como ha sido reportado en otros estudios (Buschiazzo *et al.*, 1998; Duval *et al.*, 2013; Martínez *et al.*, 2017a), aunque no fue lo sucedido bajo las condiciones particulares.

Tabla 1: Fracción activa del N (media± desvío estándar) según tratamiento y profundidad

	Tratamiento		
Profundidad (cm)	0	40E	80E
0-5	4,33±0,23 **ab**	4,88±0,42 **a**	4,1±0,39 **b**
0-20	3,17±0,39 **b**	3,87±0,61 **ab**	4,57±0,40 **a**

Letras diferentes indican diferencias significativas (p<0,05) entre tratamientos para una misma profundidad.

CONCLUSIONES

La fertilización nitrogenada continua produjo cambios en el potencial de mineralización en ambas profundidades evaluadas en el mediano plazo, incrementando sus valores con mayores dosis de N. En cambio, la aplicación de N no afectó al Nt en ninguna profundidad, a pesar del mayor efecto físico sobre la producción de biomasa del cultivo con el consiguiente mayor aporte de residuos.

Como trabajo a futuro, sería necesario evaluar la fracción del Npm que proviene de la fracción más lábil del Nt, debido a que esta puede ser fácilmente afectada por la fertilización nitrogenada.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue parcialmente financiado por el Departamento de Agronomía de la Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina PGI 24/A206. El ensayo surgió de un convenio de cooperación de Investigación y Desarrollo entre la Fundación de la Universidad Nacional del Sur y PROFERTIL S.A.

BIBLIOGRAFÍA

- Amiotti, NM; MC Blanco; E Schmidt; & S Díaz. 2010. Variabilidad espacial de los suelos y su relación con el paisaje. En: JS Paoloni (ed.). Ambiente y recursos naturales del partido de Bahía Blanca. Pp. 129-173. EdiUNS. Bahía Blanca, Buenos Aires.

- Balesdent, J; C Chenu & M Balabane. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. Soil Till Res. 53: 215-230.
- Bray, R & L Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soil. Soil Sci. 59: 39-45.
- Bremner, JM. 1996. Nitrogen total. In: DL Sparks (ed.). Methods of soil analysis. Part 3: Chemical Methods. Pp. 1085-1123. SSSA. Madison, WI.
- Buschiazzo, D; J Panigatti & P Unger. 1998. Tillage effects on soil properties and crop production in the subhumid and semiarid Argentinean Pampas. Soil Till. Res. 49:105–116.
- Bushong, JT; RJ Norman; WJ Ross; NA Slaton; CE Wilson & EE Gburr. 2007. Evaluation of several indices of potentially mineralizable soil nitrogen. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 38:2799–2813.
- Cabrera, ML; DE Kissel & MF Vigil. 1994. Potential nitrogen mineralization: laboratory and field evaluation In: JL Harvin (ed.). Soil testing: Prospects for improving nutrient recommendations. Pp. 15-30. Soil Science Society of America. Madison, WI.
- Cozzoli, MV; N Fioriti; GA Studdert; G Dominguez & MJ Eiza. 2010. Nitrógeno liberado por incubación anaeróbica y fracciones de carbono en macro- y microagregados bajo distintos sistemas de cultivo. Ci. Suelo 28: 155-167.
- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2013. InfoStat, versión 2013, Grupo InfoStat, FCA. Universidad Nacional de Córdoba (Argentina).
- Doran, JW. 1987. Microbial biomass and mineralizable nitrogen distributions in no-tillage and ploughed soils. Biol. Fert. Soils 5: 68-75.
- Drinkwater, LE; CA Cambardella; JD Reeder & CW Rice. 1996. Potentially mineralizable nitrogen as an indicator of biologically active soil nitrogen. In: JW Doran, AJ Jones (eds.). Methods of Assessing Soil Quality. pp. 217–229. Soil Science Society of America. Madison, WI.
- Duval, M; JA Galantini; JO Iglesias & H Krüger. 2013. El cultivo de trigo en la región semiárida bonaerense: impacto sobre algunas propiedades químicas del suelo. Rev. Invest. Agropec. 39(2):178-184.
- Echeverría, H; R Bergonzi & J Ferrari. 1994. Un modelo para estimar la mineralización de nitrógeno en suelos del sudeste de la provincia de Buenos Aires. Ci. Suelo 12: 56-62.
- El Gharous, M; RL Westerman & PN Soltanpour. 1990. Nitrogen mineralization potential of arid and semiarid soils of Morocco. Soil Sci. Soc. Am. J. 54: 438-443.
- Fabrizzi, K; A Morón & F Garcia. 2003. Soil carbón and nitrogen organic fractions in degraded vs. Non-degraded Mollisols in Argentina. Soil Sci. Soc. Am. J. 67:1831-1841.
- García, GV; GA Studdert; MN Domingo & GF Domínguez. 2016. Nitrógeno mineralizado en anaerobiosis: relación con sistemas de cultivo de agricultura continua. Ci. Suelo 34: 127-138.
- Griffin, TS. 2008. Nitrogen availability. In: JS Schepers, WR Raun (eds.) Nitrogen in agricultural soils. Agron. Monogr. 49. ASA, CSSA, SSSA, Madison WI. 616-646.
- Hadas, A; S Feigenbaum; A Feigin & R Portnoy. 1986. Nitrogen mineralization in profiles of differently managed soil types. Soil Sci. Soc. Am. J. 50: 314-319.
- Janzen, HH; CA Campbell; SA Brandt; GP Lafond & L Townley-Smith. 1992. Light-fraction organic matter in soils from long-term crop rotations. Soil Sci. Soc. Am. J. 56: 1799-1806.
- López, FM; ME Duval; JM Martínez & JA Galantini. 2015. Cobertura en el sudoeste bonaerense en suelos bajo siembra directa. Ci. Suelo 33: 273-281.
- Martínez JM & JA Galantini. 2017. A rapid chemical method for estimating potentially mineralizable and particulate organic nitrogen in Mollisols. Commun Soil Sci Plant Anal. 48:113–123.
- Martínez, JM; MM Ron & RJ Kiessling. 2017a. Efecto de la fertilización nitrogenada en trigo continuo sobre variables edáficas bajo siembra directa. III Jornadas Nacionales de Suelos de Ambientes Semiáridos. Bahía Blanca, 7 y 8 de Septiembre de 2017.
- Martínez JM; JA Galantini; ME Duval & FM López. 2017b. Tillage effects on labile pools of soil organic nitrogen and relationships with wheat crop in a semi-humid climate: A long-term field study. Soil Till. Res. 169: 71-80.
- Mikha, MM; CW Rice & JG Benjamin. 2006. Estimating soil mineralizable nitrogen under different management practices. Soil Sci. Soc. Am. J. 70: 1522-1531.
- Minoldo, G. 2010. Impacto de largo plazo de diferentes secuencias de cultivos del sudoeste bonaerense sobre algunas propiedades químicas del suelo y la productividad del trigo. Tesis de Magister en Ciencias Agrarias, Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur, 153 págs.

- Needelman, BA; MM Wander; GA Bollero; CW Boast; GK Sims & DG Bullock. 1999. Interaction of tillage and soil texture: Biologically active soil organic matter in Illinois. Soil Sci. Soc. Am. J. 63: 1326–1334.
- Orden, L, ME Mandolesi, RJ Kiessling & MM Ron. 2011. Variabilidad espacial de fertilidad química del suelo en un diseño de bloques. Spanish J. Soil Sci. 1: 54-69.
- Reussi Calvo, NI; H Sainz Rozas; HE Echeverría & A Berardo. 2013. Contribution of anaerobiosis incubated nitrogen to the diagnosis of nitrogen status in spring wheat. Agron. J. 105:321-328.
- Ron, MM; JM Martínez, & RJ Kiessling. 2016. Comportamiento del trigo continuo, bajo fertilización nitrogenada en el partido de Bahía Blanca. XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo Río Cuarto, Córdoba, Argentina. 27 de Junio - 01 de Julio de 2016.
- Scian, B. 2010. Clima - Bahía Blanca y sudoeste bonaerense. En: JD Paoloni (ed.). Ambiente y recursos naturales del partido de Bahía Blanca. EdiUNS. Pp. 29-97. Bahía Blanca, Buenos Aires.
- Soil Survey Staff. 2014. Keys to Soil Taxonomy. Washington, DC: USDA-Natural Resources. Conservation Service.
- Soon, YK; A Haq & MA Arshad. 2007. Sensitivity of nitrogen mineralization indicators to crop and soil management. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 38: 2029-2043.
- St. Luce, M; JK Whalen; N Ziadi & BJ Zebarth. 2011. Nitrogen dynamics and indices to predict soil nitrogen supply in humid temperate soils. Adv. Agron. 112: 55-102.
- Stanford, G & S Smith. 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 36: 465-472.
- Walkley A & I Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37: 29-38.
- Walley, F; T Yates; JW Groenigen & C Van Kessel. 2002. Relationship between soil nitrogen availability indices, yield, and nitrogen accumulation of wheat. Soil Sci. Soc. Am. J. 66: 1549-1561.
- Waring, SA & JM Bremner. 1964. Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability. Nature 201: 951-952.

C3P56. PROGNOSIS DE NITRÓGENO EN PAPA PARA INDUSTRIA EN EL SUDESTE BONAERENSE

Mateos Inchauspe, F.[1*]; Giletto, C.[1]; Reussi Calvo, N.[2] y Echeverría, H.E.[1]

[1] Unidad Integrada INTA-FCA (UNMdP). Ruta 226 km 73,5. CC 276 (B7620EMA) Balcarce, Buenos Aires. Argentina
[2] Investigador de CONICET y técnico en el laboratorio de suelo FERTILAB. Moreno 4524, CP 7600, Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina;
*Correo electrónico: mateosinchauspe.f@inta.gob.ar

RESUMEN

Los modelos de diagnóstico de requerimiento de nitrógeno (N) en papa basados en la determinación del contenido de N en pre-siembra (Ni) no contemplan el aporte de N por mineralización de la materia orgánica (MO) del suelo. La determinación del N incubado en anaerobiosis (Nan) ha sido empleada satisfactoriamente para ajustar las dosis de N en trigo y maíz, pero no existen antecedentes en papa. Se planteó como objetivo evaluar la contribución del Ni y del Nan en la predicción del rendimiento y de la respuesta en rendimiento al agregado de N. Se realizaron 16 ensayos de fertilización nitrogenada en lotes de producción del sudeste de la provincia de Buenos Aires. A la plantación, se determinó en muestras de suelo el Ni (0-60 cm) y el Nan (0-20 cm). A la cosecha, se determinó el rendimiento del testigo (Rto0N), la respuesta en rendimiento al agregado de N (RtaN) y la dosis óptima de N (DON). El Ni varió de 17,5-60,2 kg ha^{-1} y el Nan de 46,6-105,5 mg kg^{-1} El rendimiento varió de 38-72 Mg ha^{-1}, la respuesta al agregado de N desde 4,6 hasta 23,2 Mg ha^{-1} y la DON varió de 79-167 kg N ha^{-1}. El Ni no contribuyó en la predicción del Rto0N y de la ΔRtoN. Por otro lado, se determinó asociación lineal entre el Nan y el Rto0N y la RtaN, siendo el R^2 de 60% en ambos casos. Se concluye que el Nan permite mejorar el diagnóstico de requerimiento de N a la plantación, ya que se ajustaron modelos para predecir el Rto0N, la RtaN y la dosis de N en función de dicha variable.

Palabras claves: Ni, Nan, RtaN

INTRODUCCIÓN

El cultivo de papa para industria en el sudeste bonaerense (SEB) requiere de una óptima suplementación de nutrientes para lograr altos rendimientos de tubérculos con la calidad requerida por la fábrica. Los métodos de diagnóstico de requerimiento de nitrógeno (N) en papa se basan en la determinación del contenido de N como nitrato ($N\text{-}NO_3^-$) en suelo en pre-plantación (Ni). Sin embargo, este modelo no contempla en forma directa el aporte de N por mineralización de la materia orgánica (MO). El Ni es efectivo en regiones donde la pérdida de N es limitado (Zebarth & Rosen, 2007). En el SEB, en trigo y maíz, solamente entre el 38 y el 54% de la variación del rendimiento fue explicada por la disponibilidad de nitrato a la siembra (0-60 cm) (Sainz Rozas *et al.*, 2008; Barbieri *et al.*, 2009). La papa tiene un sistema radical superficial que lo hace poco eficiente para absorber el N (Hyatt *et al.*, 2010), por lo tanto en zonas húmedas como el SEB, el Ni no permitió predecir el rendimiento y la respuesta en rendimiento al agregado de N (Giletto *et al*., 2016).

Por otro lado, el aporte de N proveniente de la mineralización de la MO sería la principal fuente para este cultivo; debido a que la preparación del suelo previo a la plantación y las labores mecánicas durante las primeras etapas del ciclo, sumado a condiciones propicias de humedad y temperatura favorecen dicho proceso y aumentaría el aporte de N por mineralización (Echeverría & Sainz Rozas, 2015; Echeverría & Giletto, 2015). El aporte del N mineralizado puede ser estimado mediante la determinación del contenido de amonio producido a partir de incubaciones anaeróbicas (Nan) de muestras de suelo, debido a que se correlaciona estrechamente con el N potencialmente mineralizable (Echeverría *et al*., 2000). Recientemente, Reussi Calvo *et al*. (2013a; 2013b) concluyeron que el Ni explicó el 24 y 45 % de la variación del rendimiento en trigo y maíz; respectivamente y que la incorporación del Nan mejoró la predicción del modelo a 66 y 61% para ambos cultivos; respectivamente. En papa, la contribución del Nan en la estimación del rendimiento sólo explicó el 25% de la variabilidad (Giletto *et al*., 2016). El bajo coeficiente de determinación probablemente sea debido a una reducida variabilidad en los valores del Nan de los suelos. Por lo tanto, en este trabajo se plantea analizar la contribución del Ni y del Nan a los modelos de predicción del rendimiento y de la respuesta al agregado de N en suelos con diferente historia agrícola y de manejo de suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó una red de experimentos de fertilización nitrogenada en 16 lotes de producción de papa en el SEB durante el período 2008-2017. El suelo en todos los casos fue Argiudol Típico (USDA, 1999). Previo a la plantación, se extrajeron muestras de suelo en cada lote y se determinó el contenido de MO, la concentración de Nan, de fósforo (P) y el pH a 0-20 cm de profundidad, y la concentración de $N\text{-}NO_3^-$ a 0-20, 20-40 y 40-60 cm. La MO se determinó por el método de Walkley & Black (1934), el pH con un electrodo de vidrio en una suspensión con una relación de 1:2,5 suelo/agua, el contenido de P en el suelo por el método de Bray & Kurtz (1945), la concentración de $N\text{-}NO_3^-$ por el método de Keeney & Nelson (1982) y el Nan por la determinación del amonio producido por incubación anaeróbica de la muestra de suelo durante 7 días a 40°C (Echeverría *et al*., 2000). Se utilizó papa semilla certificada de similar edad fisiológica de la variedad Innovator (110-120 días de ciclo). Se utilizó riego complementario a partir de los 50 días después de plantación (DDP) y continuó hasta el final de ciclo. El manejo de las plagas y enfermedades del cultivo se realizó mediante aplicaciones de productos específicos y el control de malezas mediante métodos químicos y mecánicos. La Tabla 1 resume las características de los lotes.

Tabla 1: Características de suelo y manejo para los diferentes sitios experimentales.

Año/sitio	Antecesor	MO	pH	P-Bray1	Nan	Ni	R+LL	Plantación	Cosecha	Dosis de N
		-------- 0-20 cm --------				0-60cm				kg ha^{-1}
		g kg^{-1}		-- mg kg^{-1} --		kg ha^{-1}	mm			
2008/9 sitio 1	Pastura	52	5,8	15,4	75,5	57,4	674	5 nov	11 mar	0, 50, 100, 200
2008/9 sitio 2	Trigo	52	5,8	14,5	68,1	55,2	632	24 oct	24 feb	0, 50, 100, 200
2008/9 sitio 3	Maíz	43	6,2	33,1	61,0	24,1	534	24 oct	13 mar	0, 50, 100, 200
2009/10 sitio 4	Pastura	54	6,0	14,2	76,0	38,5	489	29 oct	12 mar	0, 50, 100, 200
2010/11 sitio 5	Pastura	54	6,2	8,6	87,2	26,9	505	12 nov	03 mar	0, 50, 100, 200
2011/12 sitio 6	Soja	45	6,1	32,6	71,9	28,3	453	23 nov	21 mar	0, 50, 100, 200
2012/13 sitio 7	Soja	40	6,6	25,2	61,7	17,5	549	31 oct	05 mar	0, 50, 100, 150, 200, 250, 300
2015/16 sitio 8	Soja	46	5,3	77,6	46,6	52,8	586	11 oct	23 feb	0, 50, 75, 100, 150, 200
2015/16 sitio 9	Soja	65	5,8	53,6	100,1	25,0	586	07 oct	25 feb	0, 50, 75, 100, 150, 200
2015/16 sitio 10	Soja	55	5,6	19,2	86,6	60,2	573	12 oct	02 mar	0, 50, 75, 100, 150, 200
2015/16 sitio 11	Soja	51	5,8	16,1	52,7	37,1	577	13 oct	02 mar	0, 50, 75, 100, 150, 200
2015/16 sitio 12	Soja	59	5,8	22,7	69,3	41,9	563	10 nov	16 mar	0, 50, 75, 100, 150, 200
2016/17 sitio 13	Soja	62	5,4	28,6	105,5	41,5	617	12 oct	09 feb	0, 50, 75, 100, 150, 200
2016/17 sitio 14	Cebolla	43	6,2	33,6	50,2	46,7	630	08 nov	08 mar	0, 50, 75, 100, 150, 200
2016/17 sitio 15	Soja	56	5,8	37,5	74,2	23,3	594	28 oct	25 feb	0, 50, 75, 100, 150, 200
2016/17 sitio 16	Soja	61	8,0	41,2	74,7	29,4	454	18 oct	15 feb	0, 50, 75, 100, 150, 200

MO= contenido de materia orgánica; Ni= contenido de nitrógeno inicial; Nan= nitrógeno incubado en anaerobiosis; R+LL= agua de riego más lluvia

En cada sitio se utilizó un diseño en bloques completos y aleatorizados con tres repeticiones. Los tratamientos de N para todos los años-sitio se fraccionaron a la plantación, en el aporque y en el llenado de tubérculos (Tabla 1). La fuente de N fue urea (46-0-0) que se aplicó al voleo. Además, se aplicó 100 kg ha^{-1} de P a la plantación de manera de que este nutriente no sea limitante. Cada unidad experimental abarcó 8 surcos, distanciados entre sí a 0,85 cm, por 5 m de longitud teniendo cada parcela una superficie de 34 m^2.

A cosecha, se estimó el rendimiento de tubérculos en peso fresco tomando muestras de los surcos centrales de cada parcela. Además, la respuesta al agregado de N (RtaN) se expresó como la relación entre el incremento de rendimiento por efecto del agregado del N (ΔRto) y el rendimiento del tratamiento testigo (Rto_0). Para cada lote se determinó la asociación entre el rendimiento de tubérculos con el Ni y el Nan. Se determinó la asociación entre el rendimiento total y la dosis de N. Se ajustaron modelos lineales cuadráticos y se calculó la dosis óptima de N (DON) para alcanzar el rendimiento máximo (RM) cuando el modelo fue significativo. Se ajustó un modelo lineal entre la DON y los indicadores de disponibilidad de N edáfico, Ni y Nan. Los resultados fueron analizados utilizando el programa R (2015). Las medias de cada tratamiento fueron comparadas mediante la prueba de diferencias mínimas significativas (DMS) ($p<0,05$) cuando el ANOVA fue significativo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El contenido de MO varió de 40 a 65 g kg^{-1}, el Ni de 17,5 a 60,2 kg ha^{-1} y el Nan 46,6 a 105,5 mg kg^{-1} (Tabla 1). Las diferencias entre sitios en la MO y el Nan entre sitios puede ser atribuidas por el efecto de las diferentes prácticas de manejo y uso del suelo (Sharifi *et al*., 2009). El Nan ha demostrado ser sensible para detectar cambios del N orgánico lábil, generados por diferente secuencia de cultivos y años de agricultura (Echeverría & Sainz Rozas, 2015). El rango de

Nan determinado en estos ensayos, coincide con lo publicado por otros autores para la zona del SEB (Orcellet *et al*, 2017; Reussi Calvo *et al*., 2014).

El rendimiento total de tubérculos frescos varió de 37,9 a 72,3 Mg ha^{-1} (Tabla 2), siendo en la mayoría de los casos superiores al rendimiento promedio para la variedad Innovator (40 Mg ha^{-1}) en lotes de producción del SEB (Suarez *et al*., 2006; Caldiz, 2007; Giletto *et al*., 2007; Giletto *et al*., 2011). En general, los mayores rendimientos coincidieron con los valores más altos de Nan. Estos resultados fueron similares a los de Sharifi *et al*. (2009) quienes determinaron que el rendimiento aumentó con el N mineralizado por el suelo. En otros cultivos, Sainz Rozas *et al*. (2008) y Reussi Calvo *et al*. (2013) reportaron que el N-$N0_3^-$ del suelo a la plantación y el Nan se asociaron con el rendimiento de maíz y trigo, respectivamente.

Tabla 2: Rendimiento en peso fresco promedio, mínimo y máximo. Desvío estándar (DE), coeficiente de variación (CV) (%) y coeficiente de determinación (R^2) para cada sitio, según el ANOVA siendo la fuente de variación la dosis de nitrógeno.

		Rendimiento de tubérculos (Mg ha^{-1})					
	Valor p	Promedio	Mínimo	Máximo	DE	CV	R^2
2008/9 sitio 1	0,05[1]	50,6	45,6	56,1	4,48	8,74	0,44
2008/9 sitio 2	0,002	63,4	53,3	70,3	6,59	10,4	0,72
2008/9 sitio 3	0,0141	42,2	40,5	45,1	3,83	9,25	0,58
2009/10 sitio 4	0,001	58,4	53,4	60,7	3,35	5,77	0,72
2010/11 sitio 5	0,007	64,5	62,4	67,2	5,23	6,21	0,58
2011/12 sitio 6	<0,0001	52,8	40,8	57,4	6,38	12,13	0,87
2012/13 sitio 7	0,005	52,4	44,9	58,4	6,2	11,85	0,78
2015/16 sitio 8	0,0022	49,6	37,9	58,3	9,71	8,79	0,88
2015/16 sitio 9	0,2413	61,1	56,8	66,9	8,56	12,55	0,53
2015/16 sitio 10	0,065	65,5	54,5	72,3	8,35	9,60	0,67
2015/16 sitio 11	0,0003	51,1	39,3	56,9	6,54	5,21	0,90
2015/16 sitio 12	0,0497	63,2	43,9	70,7	12,27	14,15	0,69
2016/17 sitio 13	0,3715	61,3	56,6	64,7	5,79	9,02	0,46
2016/17 sitio 14	0,5127	49,5	43,9	53,9	6,21	12,67	0,40
2016/17 sitio 15	0,3582	65,7	59,7	68,5	4,92	7,12	0,47
2016/17 sitio 16	0,0019	57,9	53,9	61,6	3,25	2,84	0,85

[1]significativo a $p \leq 0,05$

Al relacionar el rendimiento con la dosis de N, el modelo cuadrático fue significativo para el 81% de los sitios (Tabla 3). La DON varió entre 79 a 167 kg N ha^{-1} y el rendimiento máximo (RM) desde 53,5 a 72,4 Mg ha^{-1}. Giletto *et al*. (2011) determinó un comportamiento similar en el rendimiento de la variedad Innovator en el SEB, obteniendo el máximo rendimiento con dosis de N que variaron de 126-158 kg N ha^{-1}. En la mayoría de los sitios se determinó variación ($p<0,05$) en el rendimiento por efecto de la dosis de N (ΔRtoN), siendo la respuesta promedio de 12,0 Mg ha^{-1} (mínima 4,6 y máximo 23,2 Mg ha^{-1}). Las diferencias en rendimiento y respuesta al agregado de N entre sitios probablemente sean debidas a la historia agrícola del lote y de manejo del suelo que influyen en la disponibilidad de N (Zebarth *et al*., 2012).

En la Tabla 4 se presentan los resultados de la regresión lineal entre el Rto0N y la RtaN, con el Ni y el Nan. Se determinó asociación no significativa entre el Ni con ambas variables respuesta ($p<0,05$). Por otro lado, se determinó estrecha asociación entre el Rto0N y la RtaN con el contenido de Nan, siendo el coeficiente de determinación del 60% para ambos. Estos resultados fueron similares a los determinados por Zebarth *et al*. (2012) y por Sharifi *et al*. (2009), quienes reportaron que el rendimiento aumentó con el contenido de MO y el N mineralizado por el suelo. En el SEB, Domínguez *et al*. (2006) determinó estrecha asociación entre el rendimiento de trigo y en Nan en labranza convencional y siembra directa. Para trigo y maíz se ajustó un modelo de predicción del rendimiento, que incluyó al Ni y Nan con un coeficiente de determinación del 66% y 61%, respectivamente (Reussi Calvo *et al*., 2013a; 2013b).

La baja capacidad predictiva del Ni en regiones húmedas y en cultivos bajo riego, probablemente sea debido a que el N disponible a la plantación no siempre es aprovechado por el cultivo por ser susceptible a perderse por lavado a través del perfil por lluvias no predecibles en etapas tempranas del ciclo (Giletto & Echeverría, 2013; Zebarth *et al*., 2009), lo cual se agrava en papa debido a su sistema radical superficial. Existen referencias que en zonas húmedas, el Ni no predice adecuadamente el N necesario para cubrir las necesidades de este nutriente en los cultivos de papa (Bélanger *et al*., 2001), cebada y maíz (O'Halloran *et al*., 2004). Sharifi *et al*. (2007) señaló que el Ni en regiones húmedas cambia rápidamente durante primavera, siendo un indicador adecuado sólo en zonas áridas o semiáridas.

Por su parte, la mayor contribución del Nan respecto al Ni podría deberse al manejo del cultivo. La papa es un cultivo estival, en el cual se emplea riego complementario. Además, se realiza un laboreo intensivo del suelo, tanto para la preparación de la cama de siembra, previo a la plantación, como para el control de malezas durante las primeras etapas del cultivo. Tales condiciones, benefician la mineralización de la MO del suelo (Echeverría & Sainz Rozas, 2015; Echeverría & Giletto, 2015). El proceso de mineralización del N orgánico del suelo durante el ciclo del cultivo es de importancia ya que puede contribuir en gran parte a la nutrición del mismo (Echeverría *et al*., 2000). Los resultados del presente estudio permitieron inferir que el Nan contribuyó a la predicción del rendimiento.

Tabla 3: Coeficientes del modelo cuadrático obtenidos a partir de la relación entre el rendimiento con la dosis de N y dosis óptima de nitrógeno para alcanzar el máximo rendimiento (DON) para los sitios en los que el modelo cuadrático fue significativo

Sitios	EER	Valor p	a	b	c	R^2	DON	RM	ΔRto
							kg N ha^{-1}	--- Mg ha^{-1} ---	
2008/9 sitio 1	3,52	0,012[1]	-0,0012	0,19	45,95	0,42	79	53,5	7,9
2008/9 sitio 2	3,99	0,0003	-0,0013	0,28	52,56	0,66	108	67,6	14,3
2008/9 sitio 3	2,88	0,005	-0,0003	0,09	36,77	0,50	150	57,2	16,7
2009/10 sitio 4	1,96	0,0002	-0,0006	0,14	52,58	0,68	118	60,9	7,5
2010/11 sitio 5	2,97	0,025	-0,0009	0,18	58,03	0,40	100	67,0	4,6
2011/12 sitio 6	4,50	0,003	-0,0012	0,25	43,26	0,54	104	56,3	15,5
2012/13 sitio 7	3,88	0,0002	-0,0005	0,17	43,81	0,67	167	58,3	13,4
2015/16 sitio 8	7,54	0,009	-0,0014	0,32	36,71	0,47	120	56,1	18,3
2015/16 sitio 9	8,85	0,647	-0,0003	0,09	57,00	0,06	-	-	-
2015/16 sitio 10	6,25	0,005	-0,0006	0,21	54,11	0,50	164	71,1	16,6
2015/16 sitio 11	2,51	<0,0001	-0,0010	0,27	38,84	0,87	133	56,9	17,6
2015/16 sitio 12	8,43	0,001	-0,0019	0,45	44,87	0,58	121	72,4	18,4
2016/17 sitio 13	4,92	0,034	-0,0008	0,16	56,55	0,36	101	64,8	8,1
2016/17 sitio 14	5,56	0,076	-0,0008	0,16	44,79	0,29	-	-	-
2016/17 sitio 15	4,50	0,103	-0,0005	0,12	60,82	0,26	-	-	-
2016/17 sitio 16	1,70	0,000	-0,0007	0,13	54,15	0,76	100	60,7	6,8

Referencias: c= coeficiente cuadrático; b= coeficiente lineal; a= ordenada al origen; R^2= coeficiente de determinación de la regresión; EER= error estándar de la regresión; RM= rendimiento de tubérculos en peso fresco máximo; ΔRto= variación del rendimiento al agregado de la DON.
[1]significantivo a $p \leq 0,05$;

La RtaN disminuyó al aumentar el contenido de Nan (Tabla 4). Por lo tanto, en ambientes con mayor potencial de mineralización (mayores niveles de Nan) la respuesta a la fertilización nitrogenada disminuye, siendo esta de 19-18 Mg ha^{-1} para Nan de 40-50 mg kg^{-1} y mínimas con niveles de Nan superiores a 80-90 ppm. Por lo tanto, la determinación del Nan ayudaría a explicar las variaciones en rendimiento entre ambientes de un mismo lote. En estudios realizados en los cultivos de maíz y trigo, también se determinó menor respuesta en rendimiento a la fertilización nitrogenada en lotes con mayor contenido de Nan (Sainz Rozas *et al*., 2008; Reussi Calvo *et al*., 2013).

Tabla 4: Parámetros y modelos para diferentes índices de calidad de suelo y cultivo.

Índices de calidad de suelo	Modelo	R^2	Valor p
N disponible a la plantación (Ni)	1) Rto0N[§] = 48,46 + 0,04 Ni	0,003	0,8351
	2) RtaN = 0,29 + 0,0002 Ni	0,000	0,9389
N incubado en anaerobiosis (Nan)	3) Rto0N = 21,39 + 0,40 Nan	0,60	0,0004
	4) RtaN = 0,83 – 0,0077 Nan	0,60	0,0019

Referencias: Rto0N= rendimiento de tubérculos frescos del tratamiento testigo sin agregado de nitrógeno; RtaN = respuesta en rendimiento al agregado de N ($\Delta Rto/Rto_0$)

Por lo tanto, a partir de los modelos presentados en la Tabla 4 se puede determinar el rendimiento del testigo y la respuesta en rendimiento a la fertilización, utilizando el Nan como índice edáfico de la disponibilidad de N previo a la plantación. Posteriormente, se puede estimar la dosis de N (dN) teniendo en cuenta la respuesta en rendimiento (Mg ha^{-1}), el requerimiento de N y la eficiencia de uso del N del fertilizante, según el siguiente ejemplo:

Datos de suelo en pre-plantación:
Nan = 50 mg kg^{-1}:

1- Determinación del rendimiento de tubérculos sin fertilización (Rto0N):
Rto0N (Mg ha^{-1}) = 21,39 + 0,40 Nan (Modelo 3)
Rto0N (Mg ha^{-1}) = 41,4 Mg ha^{-1}

2- Determinación de la respuesta a la fertilización nitrogenada respecto al testigo (RtaN):
RtaN = 0,83 – 0,0077 Nan (Modelo 4)
RtaN = 0,44

3- Determinación de la variación del rendimiento en Mg ha^{-1} de tubérculos:
Rto0N x RtaN (Mg ha^{-1}) = 18 Mg ha^{-1}

4- Estimación de la dN, considerando que el requerimiento del cultivo varía de 4-5 kg N Mg^{-1} de tubérculos fresco y la eficiencia de uso del fertilizante es 0,5 (Echeverría & Giletto, 2015):
dN = 18 Mg ha^{-1} x 4,5 kg N Mg^{-1}/0,5
dN = 162 kg N ha^{-1}

CONCLUSIONES

En este trabajo se determinó que el Nan contribuyó a mejorar el diagnóstico de requerimiento de N previo a la plantación en el cultivo de papa, ya que se ajustaron modelos para predecir el rendimiento del testigo sin fertilizar, la respuesta en rendimiento a la fertilización nitrogenada y la dosis de N en función del Nan. No obstante, los resultados deberían ser validados incorporando otras zonas productoras de papa para mejorar el diagnóstico de la fertilización nitrogenada a partir de la determinación de los índices edáficos de disponibilidad de N tales como el Ni y Nan.

BIBLIOGRAFÍA

- Barbieri, PA; HE Echeverría & HR Sainz Rozas. 2009. Dosis óptima económica de nitrógeno en trigo según momento de fertilización en el sudeste bonaerense. Ciencia del Suelo 27: 115-125.
- Bélanger, G; JR Walsh; JR Richards; PH Milburn & N Ziadi. 2001. Predicting nitrogen fertilizer requirements of potatoes in Atlantic Canada with soil nitrate determinations. Can J Soil Sci. 81:535-544.
- Bray, RH & LT Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. Soil Science. 59:39-45.
- Caldiz, DO. 2007. Producción, cosecha, y almacenamiento de papa en la Argentina. McCain Argentina SA, Balcarce, Argentina. 226p.
- Domínguez, GF; GA Studdert; MV Cozzoli, & NV Diovisalvi. 2006. Relación entre el nitrógeno potencialmente mineralizable y el rendimiento de maiz. Actas XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Salta-Jujuy, 19 al 22 de septiembre de 2006. En CD.
- Echeverría, HE & CM Giletto. 2015. Papa. En: Echeverría H.E.; García F.O. (eds.) Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos. INTA. Buenos Aires, Argentina. pp. 585-608.
- Echeverría, HE & HR Sainz Rozas. 2015. Nitrógeno. En: Echeverría H.E.; García F.O. (eds.) Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos. INTA. Buenos Aires, Argentina. pp. 189-228.
- Echeverria, HE; N San Martín & R Bergonzi. 2000. Métodos rápidos de estimación del nitrógeno potencialmente mineralizable en suelos. Ciencia del Suelo 18:9-16.
- Giletto, CM & HE Echeverría. 2013. Nitrogen balance for potato crops in the southeast pampas region, Argentina. Nutr Cycl Agroecosys 95:73-86.
- Giletto, CM; F Mateos Inchauspe; NI Reussi Calvo; S Silva; HE Echeverría. 2016. Contribución del nitrógeno incubado en anaerobiosis al diagnóstico de N en papa. XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Río Cuarto, Córdoba.
- Giletto, CM; JE Rattín; HE Echeverría & Caldíz. 2007. Eficiencia de uso del nitrógeno en variedades de papa para industria cultivadas en el sudeste de la provincia de Buenos Aires. Revista de la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo 25(1): 43-51.
- Giletto, CM; JE Rattín; HE Echeverría & DO Caldíz. 2011. Requerimiento de nitrógeno para alcanzar máximo rendimiento y calidad en variedades de industriales de papa. Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Cuyo 43(1): 85-95.

- Hyatt, CR; RT Venterea; CJ Rosen; M Mcnearney; ML Wilson & MS Dolan. 2010. Polymer-Coated Urea Maintains Potato Yields and Reduces Nitrous Oxide Emissions in a Minnesota Loamy Sand. Soil Sci Soc Am J. 74:419–428
- Keeney, DR & DW Nelson. 1982. Nitrogen inorganic forms. En: Page A.L. *et al*. (eds.) Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties. American Society of Agronomy, Soil Science Society of America. Madison, Wisconsin, EEUU. pp 643-698.
- O'Halloran, IP; AP Von Bertoldi & S Peterson. 2004. Spatial variability of barley (Hordeum vulgare) and corn (Zea mays L.) yields, yield response to fertilizer N and soil N test levels. Can J Soil Sci 84:307–316.
- Reussi Calvo NI; H Sainz Rozas ; HE Echeverría & A Berardo. 2013a. Contribution of anaerobiosis incubated nitrogen to the diagnosis of nitrogen status in spring wheat. Agronomy Journal. 105: 321-328.
- Reussi Calvo, N.; H Sainz Rozas; A Berardo; HE Echeverría & N Diovisalvi. 2013b. Simposio de Fertilidad. 22 y 23 de Mayo, Rosario, Santa Fé, Argentina. 269-272.

C3P57. EFECTO DEL AGREGADO DE LOMBRICOMPUESTO EN LA PRODUCCIÓN DE ROSELLAS (*Hibiscus sabdariffa* L.)

Mijaluk, Alexis D. y Rojas, Julieta. M.

Estación Experimental Agropecuaria INTA Sáenz Peña. Ruta 95 Km 1108. Presidencia Roque Sáenz Peña. Argentina. rojas.julieta@inta.gob.ar

RESUMEN

Hibiscus sabdariffa L. es una planta anual, herbácea que pertenece a la familia Malvaceae. Se puede cultivar en climas tropicales y subtropicales, con temperaturas entre 22 y 30ºC, ya que es muy sensible a heladas. Requiere de 4 a 8 meses con temperaturas nocturnas mayores a 21°C. Requiere precipitaciones anuales entre 500 a 1000 mm; soporta períodos secos principalmente en la etapa de fructificación. Es una planta de día corto, sensible al fotoperíodo, por lo tanto lo ideal es sembrarla en primavera para tener un buen tamaño de planta previo a floración. Crece bien en la mayoría de los suelos con buen drenaje, razón por la cual los mejores suelos para su producción son los arenosos o con buena infiltración. El trabajo se realizó en la Estación Experimental Agropecuaria de INTA Sáenz Peña (Chaco-Argentina).Se realizó siembra directa de las rosellas a campo. El ensayo consistió en tres tratamientos con cuatro repeticiones dispuestas en bloques aleatorizados, y el objetivo fue el de obtener cinco plantas por parcela. Los tratamientos consistieron en: Testigo, Semilla inoculada con *Azospirillum*, Tratamiento con aplicación de lombricompuesto. Se observó una excelente respuesta al agregado de lombricompuesto, el cual aumentó el rendimiento de cálices de rosellas y generó un mejor establecimiento de las plantas ante condiciones adversas. Por el contrario, *Azospirillum* no sería un inoculante válido como biofertilizante para el cultivo de rosellas. Este estudio preliminar sobre el efecto del lombricompuesto en el cultivo se considera relevante para promover la protección de los suelos en pequeña escala por medio de un abono orgánico local de fácil adquisición, continuar con proyectos de alternativas productivas para pequeños productores y huertas domiciliarias favoreciendo fuentes extras de ingresos y al mismo tiempo contribuir a cuidar el medio ambiente.

Palabras claves: abono orgánico, cultivos alternativos, flor de Jamaica.

INTRODUCCIÓN

Hibiscus sabdariffa L., conocida como rosella o flor de jamaica, entre otros nombres, es una especie nativa de la región de India a Malasia y trasladada recientemente a África, aunque su cultivo se extiende por México, América Central y del Sur (Sáyago-Ayerdí & Goñi, 2010). Aunque existen más de 300 especies de *Hibiscus* alrededor del mundo, sólo *Hibiscus sabdariffa L.* posee los cálices carnosos que se utilizan para elaboración de té, jugos, mermeladas, helados y saborizantes, además de poseer cerca de 3% de pectinas por lo cual son utilizados como fuente de pectina para la industria de conservantes. La especie además tiene posibilidades medicinales, utilizándose las hojas para realizar infusiones y los cálices como diuréticos, coleréticos, antifebriles, hipotensores, antiespasmódicos y antihelmínticos.

Hibiscus sabdariffa L. es una planta anual, herbácea que pertenece a la familia Malvaceae. Alcanza de 1 a 2 m de altura. Posee tallos, pecíolos y cálices color rojo oscuro o claro. Las hojas son verdes con nervaduras rojas; las inferiores enteras y lanceoladas y las superiores palmadas con tres a cinco lóbulos. Las flores generalmente nacen solitarias en las axilas de las hojas o en racimos terminales. Los cálices se alargan en la madurez y los frutos son cápsulas carnosas, de color rojo brillante y forma ovoide. Contienen numerosas semillas reniformes; la reproducción puede hacerse por medio de estacas o semillas por siembra directa o trasplante. Se puede cultivar en climas tropicales y subtropicales, con temperaturas entre 22 y 30ºC, es muy sensible a heladas. Requiere de cuatro a ocho meses con temperaturas nocturnas mayores a 21°C y precipitaciones anuales entre 500 a 1000 mm, pero soporta períodos secos principalmente en la etapa de fructificación. La lluvia o la humedad relativa alta durante la cosecha y el secado pueden disminuir la calidad de los cálices y reducir la producción. Es una planta de día corto, sensible al fotoperíodo, por lo tanto lo ideal es sembrarla en primavera para tener un buen tamaño de planta previo a floración. Crece bien en la mayoría de los suelos con buen drenaje, razón por la cual los mejores para su producción son los arenosos o con buena infiltración; prefiere suelos profundos y con conductividad eléctrica menor a 4,0 mmhos/cm, nivel moderado de fertilidad natural y pH de 6,0-7,8 (Mc Caleb, 1996). El exceso de nitrógeno fomenta el crecimiento vegetativo y reduce la producción de frutos.



Figura 1: Planta adulta de rosella (izq.) y detalle de los cálices comestibles (der.)

En Argentina la producción de rosellas se podría enmarcar como producción alternativa, habiendo muy poca bibliografía al respecto y siendo popular principalmente en la provincia de Misiones. En Chaco se produce en pequeña escala desde el siglo pasado donde comenzó a sembrarse entre líneos de algodón, con el objetivo de confeccionar dulces, jaleas y una bebida llamada refresco, principalmente en campos de productores de descendencia europea. Como proyecto de rescate cultural de este cultivo parte del Proyecto Regional con Enfoque Territorial (PRET Dorsal Sur) y con el objetivo de medir rendimientos potenciales se condujo un ensayo en la EEA INTA Sáenz Peña entre 2016 y 2017, con un enfoque agroecológico dado el interés de que este tipo de productos de valor nutritivo se encuentren libres de agroquímicos y también contemplando la posibilidad de realizarlo como cultivo en muy pequeña escala en superficies que no siempre presentan óptimas características de suelo considerando la posibilidad de que las personas puedan tener plantas en sus hogares, que en muchos casos tienen tierra de relleno o mezclada con escombros. Por lo tanto además de medir los rendimientos potenciales, se evaluó la biofertilización con el inoculante *Azospirillum* y el agregado de lombricompuesto, común en huertas y que puede obtenerse en forma doméstica.

La lombricultura constituye hoy una biotecnología limpia, de bajo costo y de probada eficacia en lo concerniente a reconversión de residuos orgánicos biodegradables provenientes de diversas actividades (cría intensiva de animales, agricultura, industria alimentaria, etc.) posibilitando la obtención de un abono de excelentes propiedades (Giunta *et al*., 2015). Los biofertilizantes e inoculantes como *Azospirillum brasiliense*, el cual ha sido evaluado en la producción de maíz para aumentar la tolerancia al estrés hídrico, fijar nitrógeno, estimular el crecimiento vegetal y la proliferación radical (Cardozo *et al*, 2015; García *et al*., 2015). En la ciudad de Sáenz Peña se elabora un lombricompuesto basado en restos vegetales, papel y restos de madera de ramas de árboles en la huerta orgánica del Cottolengo Don Orione, que se vende al público a muy bajo precio para solventar gastos de herramientas para la huerta y la granja, siendo muy fácil de conseguir. Respecto al *Azospirillum* se está evaluando actualmente en ensayos de larga duración en la EEA Sáenz Peña específicamente en el cultivo de maíz. El objetivo del presente trabajo fue medir los rendimientos potenciales de rosellas en el centro de Chaco y evaluar el efecto de la aplicación de lombricompuesto de elaboración y venta local y de *Azospirillum* como biofertilizante.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se realizó en la Estación Experimental Agropecuaria de INTA Sáenz Peña (Chaco, Argentina) entre octubre de 2016 y mayo de 2017. Se realizó siembra directa de las rosellas a campo el 17/10/ 2016 sobre un suelo clasificado como *Argiustol Údico*, que se encuentra sobre relieve normal, de textura pesada y que presenta riesgo de encharcamiento por drenaje imperfecto en suelos muy laboreados (Ledesma, 1996).

El ensayo de 72 m^2 consistió en tres tratamientos con cuatro repeticiones dispuestas en bloques aleatorizados, y el objetivo fue el de obtener cinco plantas por parcela de 6 m^2. Los tratamientos consistieron en:

- Testigo
- Semilla inoculada con *Azospirillum* obtenida de cepas mejoradas provenientes del IMYZA (Castelar), sumergidas 2 h antes de la siembra.

- Tratamiento con aplicación de lombricompuesto obtenido en el Cottolengo Don Orione (Sáenz Peña). El mismo se aplicó a una dosis de aproximadamente 20 g por planta cada 15 días. En la Tabla 1 se describe la composición del lombricompuesto analizado en el Laboratorio de Suelo y Agua de la EEA INTA Sáenz Peña.

Tabla 1: Propiedades químicas del lombricompuesto utilizado como abono

pH	CE	COT	MOT	N total	C/N	P	Na	K	Ca	Mg
	dS/m	%	%	%		ppm		cmol/kg		
6,7	12	14	24,1	1,48	9,4	860	8,3	18,7	76,9	56,7

Durante octubre de 2016, luego de la siembra, ocurrieron precipitaciones atípicas que sumaron 140 mm y quedó agua encharcada en el ensayo por lo tanto la emergencia no fue uniforme, quedando en pie menos plantas de las planificadas por tratamiento. Se decidió trabajar con las remanentes y determinar rendimientos de todas las plantas presentes, quedando sólo 17 plantas. Por este motivo no se realizó análisis estadístico.

La cosecha escalonada, durante el período de cultivo, se efectuó los días 19 /01/2017, 9/02/2017, 8/03/2017 y el 2/05/2017, recogiéndose los cálices que tenían una coloración rojiza oscura, la cual indica un estado óptimo de cosecha. El objetivo de la cosecha escalonada manual fue el de conservar la calidad del producto y aprovechar la floración continua. Una vez cosechados los cálices se separaron de las semillas y se determinó el peso fresco (PF). Luego se dejaron al sol hasta peso constante y se determinó peso seco (PS).



Figura 2: Cálices secándose al sol en la EEA INTA Sáenz Peña

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De las 17 plantas que superaron el encharcamiento inicial, 11 correspondieron al tratamiento de lombricompuesto, 6 al testigo y una sola planta germinó del tratamiento inoculado con *Azospirillum.* Más allá de las condiciones desfavorables que ocurrieron luego de la implantación, es importante considerar que el mayor número de plantas que finalizaron el ciclo fueron las que recibieron en la siembra y cada dos semanas la aplicación de lombricompuesto, el cual por su composición fue un aporte significativo de carbono, nitrógeno, fósforo y cationes, presentando valores considerablemente mayores de todos estos nutrientes que el suelo.

El tratamiento inoculado con *Azospirillum* se descartó porque sólo permaneció una planta en pie pero de todos modos se presentan los rendimientos también en la Tabla 2.

Tabla 2: Plantas remanentes y rendimiento total en el ciclo, promedio y máximo en peso fresco (PF)

Tratamiento	Nº plantas finales	Total cosechado en el ciclo kg/planta	Promedio kg /planta	Máximo rendimiento kg/planta
Testigo	6	8,6	1,4	1,8
Lombricompuesto	10	21,3	2, 1	3,0
Inoculado	1	0,17	0,1	0,1

Se cosechó un total de 30,5 kg en todo el ensayo y el promedio de materia seca o relación entre PS y PF fue de 10,08%, es decir que por cada kg de cálices frescos se obtuvieron aproximadamente 100 g de cálices secos. Hubo una

cosecha prácticamente perdida el 15/02/2017 porque los cálices sufrieron un gran ataque de *Aspergillus sp*. Según lo determinado en el Laboratorio de Fitopatología de la EEA Sáenz Peña. Este hongo podría haber estado del suelo y proliferado por condiciones óptimas para fructificar: excesiva humedad y acidez. A partir de esta experiencia se pudo apreciar la importancia de tener en cuenta las condiciones de postcosecha para evitar la contaminación por material extraño y que los cálices no toquen el suelo. El promedio de PF total fue de 2,13 kg/planta para lombricompuesto, 1,44 kg/planta para el testigo y sólo 0,17 kg/planta para el inoculado. En promedio, el tratamiento que recibió lombricompuesto rindió un 30% más que el testigo.

La efectividad del lombricompuesto en este cultivo es importante porque al ser una alternativa productiva factible de realizarse en pequeña escala y con posibilidades de introducirse en pequeñas explotaciones rurales, huertas domiciliarias o incluso hogares con el doble propósito de ornamentar y cosechar para la realización de dulces, té o bebida, hay mayor posibilidad de destinarle suelos de baja calidad química o física y por otro de aplicar en forma manual el abono periódicamente. Quedraogo *et al*. (2001) hallaron que el agregado de compost proveniente de residuos domésticos mejoró las propiedades morfológicas y químicas del suelo, incrementando los rendimientos de sorgo y mitigando los efectos negativos de retraso en la siembra. Las observaciones morfológicas que estos autores realizaron del suelo revelaron mejor estructura con numerosos poros, algunos relacionados con la actividad de termitas y lombrices en parcelas que recibieron el abono. En el presente trabajo probablemente el compost aumentó la actividad biológica e influyó en la estructura del suelo amortiguando los efectos del encharcamiento y mejorando las condiciones para la germinación y emergencia de las plántulas. Bonanomi *et al*. (2014), utilizaron grandes dosis de abono orgánico basado en compost de residuos domésticos y restos de madera para evaluar la rápida recuperación de la fertilidad del suelo y aporte de carbono en suelos destinados a la producción de hortalizas, y concluyeron también que el abono aumentó el stock de carbono orgánico y mejoró la actividad biológica y bioquímica además de lograr mayores rendimientos. Este efecto estuvo más relacionado con un alto volumen de abono aportado que con la proporción de restos de madera mezclada con el compost. En el presente trabajo, la aplicación de lombricompuesto cada dos semanas en la base de cada planta, sumó aproximadamente 220 g de lombricompuesto agregado por planta en todo el ciclo estudiado.

CONCLUSIONES

Se observó una excelente respuesta al agregado de lombricompuesto, el cual aumentó el rendimiento de cálices de rosellas y generó un mejor establecimiento de las plantas ante condiciones adversas. Por el contrario, *Azospirillum* no sería un inoculante válido como biofertilizante para el cultivo de rosellas.

Este estudio preliminar sobre el efecto del lombricompuesto en el cultivo se considera relevante para promover la protección de los suelos en pequeña escala por medio de un abono orgánico local de fácil adquisición, continuar con proyectos de alternativas productivas para pequeños productores y huertas domiciliarias favoreciendo fuentes extras de ingresos y al mismo tiempo contribuir a cuidar el medio ambiente.

AGRADECIMIENTOS

Al Proyecto Regional con Enfoque Territorial (PRET Dorsal Sur) CHAFOR 1241101; a Mónica Spoljaric, María Eugenia Quirolo y María Florencia Roldán por la colaboración en la cosecha y separado de cálices; a Florencia Casse del Laboratorio de Fitopatología por determinar el hongo que afectó a los cálices, todos parte de la EEA INTA Sáenz Peña.

BIBLIOGRAFÍA

- Bonanomi, G; RD Ascoli; SA Gaglione & M Gonzalez Caceres. 2014. Soil quality recovery and crop yield enhancement by combined applicaton of compost and wood to vegetables grown under plastic tunnels. Agr Ecosyst Environ 192:1-7
- Cardozo, P; C Travaglia; J Fortuna; M Garau; O Masciarelli & H Reinoso. 2015. Tolerancia de Azospirillum sp. a herbicidas y su efecto en etapa temprana de crecimiento en dos híbridos de maíz. X Reunión Nacional Científico-Técnica de Biología del Suelo. II Congreso Nacional de Biología Molecular de Suelos. Fac. Ciencias Agrarias UNJu. San Salvador de Jujuy. 2-4 septiembre de 2015.
- García, JE; C Creus; R Suárez Rodríguez; JA Ramírez- Trujillo; A Perticari & MD Groppa. 2015. Respuesta temprana al estrés hídrico de plantas de maíz inoculadas con diferentes cepas de Azospirillum brasilense. X Reunión Nacional Científico-Técnica de Biología del Suelo. II Congreso Nacional de Biología Molecular de Suelos. Fac. Ciencias Agrarias UNJu. San Salvador de Jujuy. 2-4 septiembre de 2015.

- Giunta SA; HS Jáuregui; RI Ponce & LB Cruz. 2015. Evaluación de lombricompuestos provenientes de estiércol de oveja y llama como sustrato en el cultivo de perejil. X Reunión Nacional Científico-Técnica de Biología del Suelo. II Congreso Nacional de Biología Molecular de Suelos. Fac. Ciencias Agrarias UNJu. San Salvador de Jujuy. 2-4 septiembre de 2015.
- Ledesma, LL. 1996. Carta de suelos de la Estación Experimental Agropecuaria de Presidencia Roque Sáenz Peña (Chaco). EEA INTA Sáenz Peña. Chaco. Argentina
- McCaleb, R. 1996. Roselle production manual (*Hibiscus sabdariffa*). www.herbs.org/africa/hibiscus_production_manual.html. Fecha de consulta: 5/08/2015
- Sáyago-Ayerdi SG & I Goñi. 2010. *Hibiscus sabdariffa* L.: Fuente de fibra antioxidante. Archivos Latinoamericanos De Nutrición. Vol 60 1 79:84
- Quedraogo, E; A Mando & NP Zombré. 2001. Use of compost to improve soil properties and crop productivity under low input agricultural system in West Africa. Agr Ecosyst Environ 84: 259:266

C3P58. EFECTO DEL FRACCIONAMIENTO DE NITRÓGENO EN CEBADA PARA AMBIENTES CONTRASTANTES DE LA REGIÓN PAMPEANA

Orcellet, Juan M.[1]; Reussi Calvo, Nahuel I.[1,2,3]; Queirolo, Ignacio[1]; Sainz Rozas, Hernán[1,2] y Prystupa, Pablo[4]

[1]INTA. [2]CONICET. [3]Fertilab, Moreno 4524, (7600) Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina. [4]Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.
orcellet.juan@inta.gob.ar

RESUMEN

En Argentina el cultivo de cebada se realiza en diversas condiciones edafoclimáticas, en la mayoría de las situaciones el nitrógeno (N) es el principal nutriente que limita el rendimiento y el contenido de proteína (PB). Frente a dicho escenario, es imprescindible maximizar la eficiencia de uso de N (EUN), para conseguir dicho objetivo el fraccionamiento de N sería una práctica agronómica de gran utilidad. El objetivo del presente trabajo fue evaluar en dos zonas, el sudeste bonaerense (SEB) y en el norte de la región pampeana (NRP), el efecto del fraccionamiento de N en el cultivo de cebada sobre el rendimiento, PB, EUN y eficiencia de recuperación en grano (ERNg). En la campaña 2016 se realizaron 13 experimentos de fertilización nitrogenada en cebada bajo siembra directa en diferentes ambientes, 7 en el SEB y 6 en el NRP. En todos los sitios experimentales, el diseño fue en bloques completos aleatorizado con tres repeticiones. Los tratamientos evaluados fueron diferentes dosis de N (0, 80, 120 y 160 kg N ha^{-1}) aplicadas a la siembra y fraccionadas (50% en Z1.2-50% en Z3.1), en todos los tratamientos la fuente de N utilizada fue Urea (46-0-0). Para el SEB se determinó que el fraccionamiento de N no afectó el rendimiento, la PB, la EUN ni la ERNg, esto se explicaría por la ausencia de excesos hídricos posteriores a la siembra del cultivo. Por otro lado, el NRP presentó una disponibilidad hídrica óptima en los estadíos iniciales del cultivo, por esto el fraccionamiento del N incrementó significativamente el rendimiento, la EUN y la ERNg. En síntesis, el fraccionamiento de N en cebada sería una práctica agronómica conveniente para el SEB (con o sin excesos hídricos) y para el NRP (condiciones hídricas óptimas).

Palabras clave: Nutrición, momento, eficiencia

INTRODUCCIÓN

Argentina es el mayor productor de cebada (*Hordeum vulgare L.*) de Sudamérica, con una producción anual de 4,1 millones de Mg $año^{-1}$. Dicho cultivo se realiza en varias provincias, sin embargo el 95% de la producción nacional se concentra en las provincias de Buenos Aires, Córdoba y Santa Fe. El principal destino de la producción es la elaboración de malta, por lo tanto, el rendimiento no es el único aspecto a evaluar, sino también la calidad industrial del grano producido.

El nitrógeno (N) es el nutriente que con mayor frecuencia limita la producción de cebada, dado que su deficiencia reduce el número de grano por unidad de superficie (Prystupa *et al.*, 2004). Además, la deficiencia de dicho nutriente impacta de manera negativa en la calidad industrial del grano, especialmente en el contenido de proteína (PB). Por lo tanto, es necesario un manejo racional de la nutrición nitrogenada, lo cual incluye la correcta selección de: la dosis, la fuente, la forma y el momento (Brulsema *et al.*, 2008). Esto permitiría no solo maximizar la eficiencia de uso de N (EUN), sino también reducir el potencial impacto ambiental negativo de la práctica de fertilización.

Para definir el momento correcto de la fertilización nitrogenada es necesario conocer dos aspectos: la demanda del cultivo y el ambiente de producción (balance hídrico). En cuanto a la demanda del cultivo, la cebada posee baja absorción de N hasta principio de macollaje, sin embargo las necesidades de N se hacen máximas desde fines de macollaje hasta espigazón (Lazzari *et al.*, 2001). Por ende, una deficiencia de N en dicho período impacta directamente en la tasa de aparición y número final de macollos, afectando finalmente el número de grano por unidad de superficie (Prystupa *et al.*, 2004).

En cuanto al ambiente de producción el cultivo de cebada en Argentina se realiza en diversas condiciones edafoclimáticas, siendo contrastantes las diferencias entre el sudeste bonaerense (SEB) y el norte de la región pampeana (NRP). El SEB se caracteriza por tener una muy baja probabilidad de déficit hídrico (menor al 5%) desde la siembra hasta la espigazón en cereales de invierno (Reussi Calvo & Echeverría, 2006). Sin embargo, para realizar un manejo racional del N es necesario considerar la probabilidad de excesos hídricos, siendo esta del 33 % para la segunda década de julio (Reussi Calvo & Echeverría, 2006). Estas condiciones conjuntamente con la escasa demanda atmosférica, generan un

ambiente propicio para la pérdida de N del sistema mediante lixiviación (Barbieri *et al.*, 2008). Por lo tanto, el fraccionamiento de la dosis de N en estos ambientes sería una práctica recomendable con el objetivo de maximizar el rendimiento y la EUN (Barbieri *et al.*, 2008; Orcellet *et al.*, 2015).

Por otro lado, el NRP se caracteriza por presentar escasas precipitaciones durante el ciclo del cultivo, especialmente en los meses invernales. Por dicho motivo, para el centro de Santa Fe se determinó que el rendimiento de los cereales invernales depende en gran medida del agua almacenada al inicio del cultivo y de las precipitaciones en los meses de Junio, Julio y Agosto (Villar, 2000). Por lo tanto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar en zonas con condiciones edafoclimáticas contrastantes (SEB y NRP) el efecto del fraccionamiento de N en el cultivo de cebada sobre el rendimiento, PB, EUN y eficiencia de recuperación en grano (ERNg).

MATERIALES Y MÉTODOS

En la campaña 2016 se realizaron 13 experimentos de fertilización nitrogenada en cebada bajo siembra directa en diferentes ambientes de la RP, 7 en el SEB y 6 en el NRP (centro de Santa Fe). En todos los sitios, el diseño experimental fue en bloques completos aleatorizado con tres repeticiones. En el SEB se evaluaron cuatro dosis de N aplicadas en dos hojas (Z12) (Zadoks *et al.*, 1974) (0, 80, 120 y 160 kg N ha^{-1}) y tres dosis fraccionadas [80Nf= 40N en Z12 y 40N en un nudo (Z3.1); 120Nf = 60N en Z12 y 60N Z3.1 y 160Nf = 80N en Z12 y 80N Z31]. En el NRP los tratamientos fueron similares, la única diferencia es la ausencia de la dosis de 160 kg N ha^{-1}. En todos los sitios experimentales la fuente de N utilizada fue Urea (46-0-0) granulada aplicada al voleo en cobertura total. Para que no existan limitaciones de fósforo y azufre se aplicó a la siembra 25 y 20 kg ha^{-1}, respectivamente.

A la siembra del cultivo se realizó un muestreo de suelo en superficie (0-20 cm) para caracterizar cada sitio, donde se determinó el contenido de materia orgánica (MO) (Walkley & Black, 1934), fósforo extractable (P bray) (Bay & Kurtz I, 1945) y nitrógeno anaeróbico (Nan) (Bremner & Keeney, 1965) y en el perfil (0-60 cm) para N-NO_3^- (Keeney & Nelson, 1982) y humedad gravimétrica (al metro de profundidad). Para el cálculo del N-NO_3^- en kg ha^{-1} se asumió un valor medio de densidad aparente de 1,2 Mg m^{-3}.

A cosecha se evaluó el rendimiento y se expresó al 13,5 % de humedad. Además, se determinó la concentración de N total en grano (N gr) por combustión seca mediante el método Dumas utilizando un analizador TruSpec CN. La concentración de N gr se transformó a PB utilizando un factor de 5,7 (CACBUE, 2013). La EUN del fertilizante se calculó como el cociente entre la diferencia de rendimiento del tratamiento fertilizado y el testigo, y los kg de N aplicados. La ERNg se determinó de forma similar, empleando el contenido de N gr. Por otra parte, en base a las precipitaciones y humedad inicial, se realizó balance de agua utilizando el método de Della Maggiora *et al.* (2003).

Para evaluar las diferencias entre tratamientos y/o zonas, se realizó análisis de la varianza utilizando el procedimiento incluido en las rutinas del programa R commander. Cuando las diferencias entre tratamientos fueron significativas, se empleó el Test de la diferencia mínima significativa (DMS), con un nivel de probabilidad de 0,05.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para el SEB, la disponibilidad inicial de N fue en promedio de 53 kg N ha^{-1} (mínimo de 31 kg N ha^{-1} y máximo de 97 kg N ha^{-1}), y el contenido promedio de Nan fue de 67 mg kg^{-1} (mínimo de 44 mg kg^{-1} y máximo de 111 mg kg^{-1}). Para ambas variables se determinaron diferencias significativas entre sitios experimentales (datos no mostrados). Por otro lado, en el NRP la disponibilidad inicial de N fue en promedio de 40 kg N ha^{-1}, con valores que van desde 26 kg N ha^{-1} hasta 57 kg N ha^{-1}, siendo significativas las diferencias entre sitios experimentales (datos no mostrados). El contenido promedio de Nan fue de 59 mg kg^{-1} (mínimo de 54 mg kg^{-1} y máximo de 61 mg kg^{-1}). La diferencia en el contenido de Nan entre sitios experimentales fueron no significativas, lo cual se explicaría en parte por la similitud en tipo de suelo e historia de manejo. Al comparar las variables edáficas entre zonas de producción, solo se determinó diferencia significativa ($p< 0,05$) en el contenido de MO, siendo el promedio de 5,3 y 2,6 % para el SEB y NRP, respectivamente (Tabla 1).

Tabla 1: Fosforo extractable (P Bray), materia orgánica (MO), nitrógeno incubado en anaerobiosis (Nan) y disponibilidad inicial de $N\text{-}NO_3^-$ (N inicial) para el sudeste bonaerense (SEB) y del norte de la región pampeana (NRP). Letras distintas en sentido vertical indican diferencias significativas con un DMS 5 % de probabilidad.

Zona		P Bray (mg kg^{-1})	MO (%)	Nan (mg kg^{-1})	N inicial (kg ha^{-1})
		----------(0-20cm) -------			(0-60 cm)
SEB	**Promedio**	10 **a**	5,3 **b**	67 **a**	53 **a**
	Desvío	4	0,9	21	21
NRP	**Promedio**	15 **a**	2,6 **a**	59 **a**	40 **a**
	Desvío	5	0,3	3	11

Las precipitaciones registradas durante el ciclo del cultivo fueron en promedio de 288 y 294 mm para el SEB y para el NRP, respectivamente. En la Figura 1 se presenta el balance hídrico decádico para cada una de las zonas de producción. En el SEB se presentó adecuada disponibilidad hídrica, ya que el contenido de hídrico del suelo se ubicó por encima del umbral fisiológico durante la mayor parte del ciclo (Figura 1). En el NRP, la disponibilidad hídrica fue adecuada hasta el estadío de encañazón. Sin embargo, en estos sitios, al inicio del cultivo la napa se encontraba en promedio a los 80 cm de profundidad, por lo tanto esta fuente de agua contribuyó a mitigar el balance hídrico negativo. Es válido mencionar que en ambas zonas no se determinaron excesos hídricos en los estadios iniciales del cultivo.

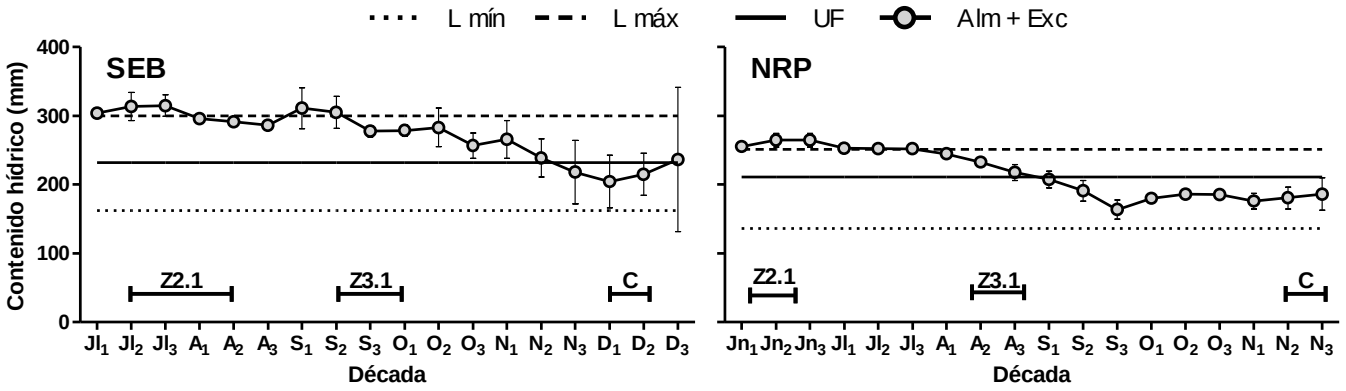


Figura 1: Balance hídrico decádico promedio durante el ciclo del cultivo para los sitios del sudeste bonaerense (SEB) y del norte de la región pampeana (NRP). L_{max}: límite máximo, L_{min}: límite mínimo, Alm+Exc: agua almacenada + excesos hídricos y UF: umbral fisiológico. Z2.1: dos hojas, Z3.1: 1 nudo. C = cosecha.

El rendimiento promedio (sitios-dosis) para el SEB fue de 5.752 kg ha^{-1}, con valores que van desde 3.097 kg ha^{-1} y hasta 7.316 kg ha^{-1}. Para el NRP el rendimiento promedio fue de 5.522 kg ha^{-1}, con valores mínimos de 2.224 kg ha^{-1} y máximos de 7.424 kg ha^{-1}. Para ambas zonas, se determinó respuesta al agregado de N, siendo en promedio de 1.895 kg ha^{-1} para el SEB (mínimo= 778 kg ha^{-1} y máximo=2.502 kg ha^{-1}), y de 1.781 kg ha^{-1} para el NRP. (mínimo= 843 kg ha^{-1} y máximo=3.320 kg ha^{-1}). Para ambas zonas, el rendimiento máximo se obtuvo con la dosis de 80 kg N ha^{-1} (Figura 2a y b). La EUN fue similar para las zonas analizadas siendo el promedio de 17 y 19 kg grano kg Nf^{-1} para el SEB y el NRP, respectivamente (Figura 2c y d).

El contenido de PB es una característica de interés para la industria, por lo tanto, es importante evaluar el efecto de la dosis y el fraccionamiento de N sobre dicha variable. Para las dos zonas, se determinó incrementos en el contenido de PB por efecto de la dosis de N (Figura 2e y f). El contenido de PB promedio (sitios-dosis) fue de 9,2 y 11,6 %, para el SEB y el NRP, respectivamente. El máximo nivel de PB se determinó en los tratamientos que recibieron la máxima dosis de N para cada zona. Por otro lado, al evaluar el efecto del fraccionamiento sobre el contenido de PB, se observó cómo tendencia que el fraccionamiento incrementó la PB del grano de cebada, especialmente en el SEB (Figura 2e). En línea con lo mencionado, se determinó una mayor ERNg para los tratamientos fraccionado respecto a la dosis completa a la siembra del cultivo. Estos resultados coinciden con lo reportado por otros autores (Barbieri *et al.*, 2008; Orcellet *et al.*, 2015).

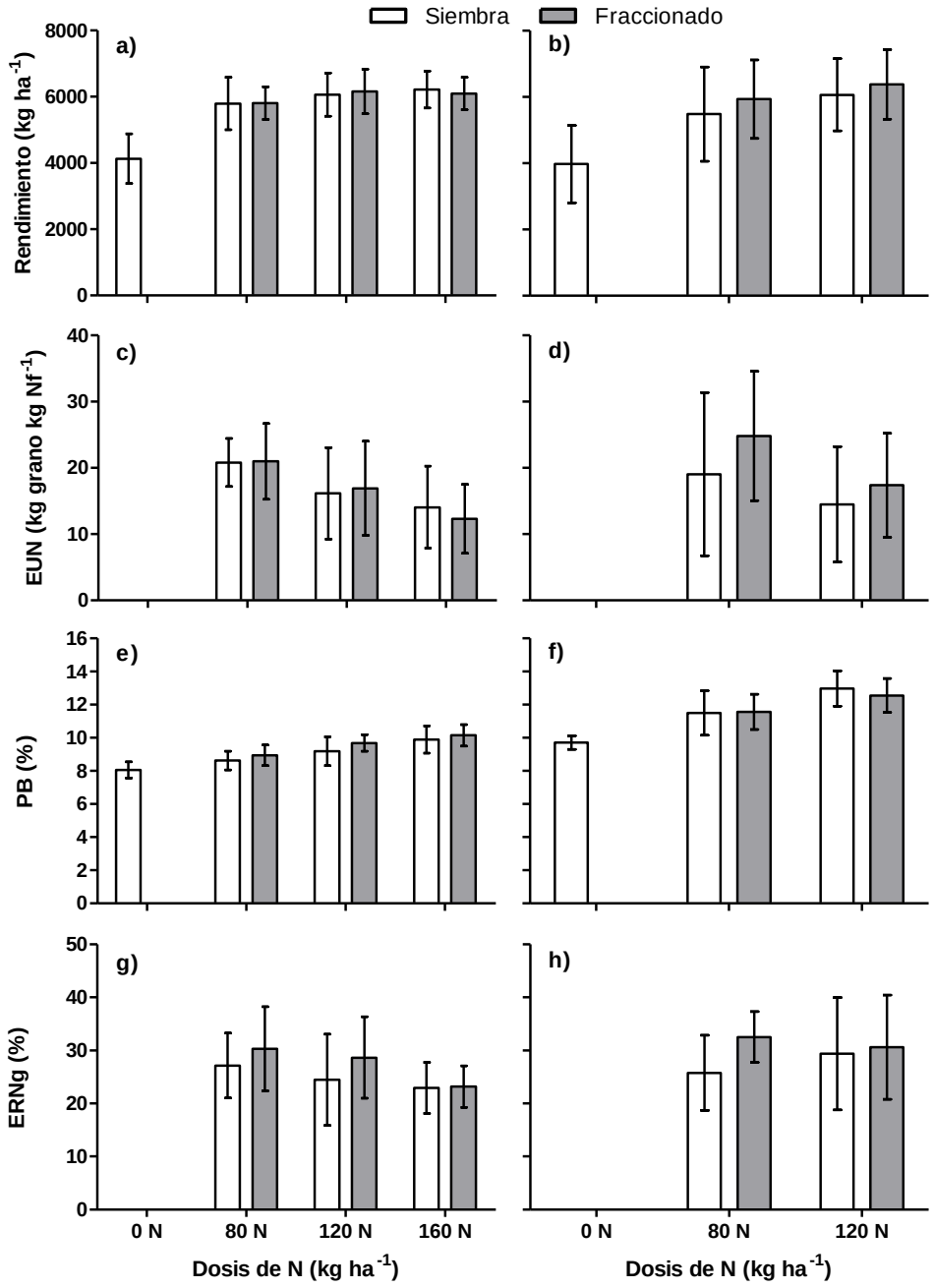


Figura 2: Rendimiento (**a**;**b**), eficiencia de uso del N (EUN) (**c;d**) , Proteína (PB) (**e**;**f**), y eficiencia de recuperación de N en grano (ERNg) (**g**;**h**) para los tratamientos aplicados a la siembra (barras vacías) y fraccionado (barras llenas) evaluados en el sudeste bonaerense (SEB) y en el norte de la región pampeana (NRP). Líneas verticales indican desvío estándar de la media.

Al evaluar en forma individual cada sitio, en el SEB se determinó que el fraccionamiento de la dosis de N, no incrementó significativamente el rendimiento en los sitios evaluados (n=7), y por ende tampoco la EUN (Tabla 2). Este resultado difiere del reportado por otros autores (Barbieri *et al.*, 2008; Orcellet *et al.*, 2015), lo cual se explicaría por la ausencia de excesos hídricos posteriores a la siembra del cultivo de cebada (Figura 1).

Por otro lado, para el NRP se determinó que el fraccionamiento de N incrementó el rendimiento del cultivo en 3 de los 11 casos (sitios*dosis) respecto a la dosis completa a la siembra (Tabla 2). Además, para dicha zona se determinó un aumento significativo en la EUN por efecto del fraccionamiento de N, siendo dicho incremento significativo en 5 de los 11 casos (sitio*dosis). En promedio, la EUN aumento en un 61% respecto a la dosis aplicada a la siembra. El NRP se caracteriza por bajas precipitaciones durante los estadios iniciales del cultivo de cebada, sin embargo en la campaña bajo estudio, el contenido hídrico del suelo se ubicó cercano al límite máximo de almacenaje (Figura 1), lo cual explicaría en parte los resultados.

Tabla 2: Rendimiento, eficiencia de uso de N (EUN), proteína (PB) y eficiencia de recuperación de N en grano (ERNg) para cada sitio experimental (n=13). Letras distintas para cada sitio, indican diferencias significativas con un DMS 5 % de probabilidad.

	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4	Sitio 5	Sitio 6	Sitio 7	Sitio 8	Sitio 9	Sitio 10	Sitio 11	Sitio 12	Sitio 13
				SEB						NRP			
Rendimiento (kg ha^{-1})													
Testigo	4895 **a**	4522 **a**	3655 **a**	3850 **a**	3699 **a**	5176 **a**	3097 **a**	3173 **a**	5003 **a**	5099 **a**	2224 **a**	4764 **a**	3586 **a**
80N	6472 **b**	6518 **b**	4870 **b**	5894 **b**	5375 **b**	6637 **c**	4779 **b**	6584 **b**	6797 **b**	6213 **b**	3167 **b**	5792 **b**	4370 **ab**
80Nf	6390 **b**	5924 **b**	5122 **bc**	5788 **b**	6048 **b**	6199 **bc**	5180 **bc**	6478 **b**	7375 **b**	6814 **c**	4223 **c**	5758 **ab**	4963 **b**
120N	6956 **b**	6020 **b**	5110 **bc**	6816 **bc**	6158 **b**	5719 **abc**	5678 **bc**	6291 **b**	7375 **b**	6731 **c**		5201 **ab**	4725 **ab**
120Nf	7316 **b**	6363 **b**	5267 **bc**	6562 **bc**	6014 **b**	5576 **ab**	6012 **c**	6619 **b**	7424 **b**	7229 **d**		5680 **ab**	4949 **ab**
160N	6903 **b**	6384 **b**	6040 **c**	6974 **c**	5547 **b**	5749 **abc**	5911 **c**						
160Nf	6677 **b**	5965 **b**	6148 **c**	6721 **bc**	5312 **b**	5840 **abc**	6030 **c**						
EUN (kg grano kg Nf^{-1})													
80N	20 **a**	25 **b**	15 **a**	26 **a**	21 **ab**	18 **b**	21 **a**	43 **a**	22 **a**	14 **a**	12 **a**	14 **a**	10 **a**
80Nf	19 **a**	18 **ab**	18 **a**	24 **a**	29 **b**	13 **ab**	26 **a**	41 **a**	30 **b**	21 **c**	25 **b**	14 **a**	17 **b**
120N	17 **a**	12 **a**	12 **a**	25 **a**	20 **ab**	5 **a**	22 **a**	26 **b**	20 **a**	14 **a**		4 **a**	9 **a**
120Nf	20 **a**	15 **a**	13 **a**	23 **a**	19 **ab**	3 **a**	24 **a**	29 **b**	20 **a**	18 **b**		9 **a**	11 **a**
160N	13 **a**	12 **a**	22 **a**	20 **a**	12 **a**	4 **a**	18 **a**						
160Nf	11 **a**	9 **a**	16 **a**	18 **a**	10 **a**	4 **a**	18 **a**						
PB (%)													
Testigo	8.4 **a**	8.4 **a**	7.8 **a**	7.3 **a**	7.6 **a**	8.2 **a**	8.6 **a**	9.4 **a**	9.2 **a**	9.5 **a**	9.9 **a**	9.8 **a**	10.4 **a**
80N	8.2 **a**	9.1 **abc**	8.1 **a**	7.8 **ab**	8.9 **b**	9.0 **ab**	9.3 **ab**	9.9 **a**	10.1 **ab**	11.1 **b**	12.0 **b**	12.4 **b**	13.4 **b**
80Nf	8.5 **a**	9.3 **bcd**	8.2 **a**	8.2 **bc**	9.0 **b**	9.6 **bc**	9.7 **b**	10.4 **ab**	10.5 **bc**	11.1 **b**	11.9 **b**	13.0 **bc**	12.4 **ab**
120N	9.4 **b**	9.0 **ab**	7.9 **a**	8.4 **bc**	10.0 **c**	10.4 **cd**	9.3 **ab**	12.3 **c**	11.7 **c**	12.9 **c**		13.5 **cd**	14.5 **b**
120Nf	9.5 **b**	9.8 **cde**	8.9 **b**	9.4 **d**	10.0 **c**	10.5 **cd**	9.7 **b**	11.6 **bc**	11.7 **cd**	12.6 **c**		14.1 **d**	12.7 **b**
160N	9.9 **b**	10.1 **de**	8.5 **ab**	9.3 **d**	10.7 **d**	10.8 **d**	10.0 **b**						
160Nf	10.0 **b**	10.5 **e**	10.0 **c**	8.9 **cd**	10.7 **d**	10.8 **d**	10.1 **b**						
ERNg (%)													
80N	20 **a**	35 **b**	18 **ab**	30 **ab**	32 **ab**	27 **b**	28 **a**	77 **b**	49 **a**	46 **a**	35 **a**	55 **b**	46 **a**
80Nf	22 **a**	28 **ab**	22 **ab**	32 **ab**	43 **b**	27 **ab**	38 **a**	83 **b**	69 **ab**	60 **b**	62 **b**	62 **b**	55 **a**
120N	27 **a**	17 **a**	13 **a**	32 **ab**	36 **ab**	18 **ab**	28 **a**	70 **a**	89 **b**	56 **ab**		34 **a**	45 **a**
120Nf	31 **a**	26 **ab**	20 **ab**	36 **b**	35 **ab**	17 **ab**	35 **a**	69 **a**	89 **b**	62 **b**		49 **b**	37 **a**
160N	23 **a**	22 **a**	18 **ab**	30 **ab**	25 **a**	16 **a**	26 **a**						
160Nf	21 **a**	20 **a**	27 **b**	26 **a**	23 **a**	17 **ab**	28 **a**						

Para los sitios del SEB, no se determinó efecto significativo del fraccionamiento de la dosis de N sobre el contenido de PB del grano (Tabla 2), similares resultados han sido reportados por trabajos realizado en dicha zona (Orcellet *et al.*, 2015). Sin embargo, para los 3 niveles de nitrógeno dicha práctica agronómica incremento en promedio 0,4 % el contenido de PB. En cuanto a la ERNg, en ninguno de los sitios experimentales se determinó incrementó significativo por fraccionar la dosis de N, siendo el incremento promedio solo un 3% de la ERNg con respecto a la dosis aplicada a la siembra.

En los sitios experimentales del NRP no se determinó incremento en el contenido de PB del grano, por efecto del fraccionamiento de la dosis de N (Tabla 2). Sin embargo, la ERNg incrementó significativamente en 3 de 11 casos (sitios*dosis) por efecto del fraccionamiento de N, siendo el incremento promedio de la ERNg del 50 % respecto a la dosis aplicada a la siembra. Debido al nulo efecto del fraccionamiento sobre el contenido de PB, este incremento en la ERNg se explicaría por el efecto del fraccionamiento sobre el rendimiento del cultivo.

En síntesis, el efecto del fraccionamiento de N sobre las distintas variables productivas (Rendimiento y PB) depende en gran medida de las condiciones hídricas del año. El SEB se caracteriza por presentar excesos hídricos en los estadios iniciales del cultivo (Reussi Calvo & Echeverría, 2006), es por esto que trabajos previos señalan la conveniencia del fraccionamiento de N en cereales de invierno (Barbieri *et al.*, 2008; Orcellet *et al.*, 2015). No obstante, en la campaña analizada no se registraron excesos hídricos, lo cual contribuye a explicar el nulo efecto del fraccionamiento (incremento y/o reducción) de la dosis de N sobre el rendimiento y PB. Por lo tanto, en función de los resultados obtenidos y sumado a los trabajos previos, parecería que en ambientes como el SEB sería conveniente el fraccionamiento de N, ya que en gran parte de los años se incrementaría el rendimiento (mayor EUN), mientras que en años sin excesos hídricos el rendimiento sería similar al aplicar la dosis completa a la siembra.

Por otro lado, el NRP se caracteriza por presentar escasas precipitaciones durante en los meses invernales, por lo tanto, el rendimiento de los cultivos de invierno depende en gran medida del agua disponible a la siembra y de las precipitaciones en dichos meses (Villar, 2000). Para la campaña bajo estudio, la disponibilidad hídrica fue óptima en los estadíos iniciales, ya que presentó buena disponibilidad inicial, y además las precipitaciones registradas en los meses invernales fueron similares al promedio de la zona. Estas condiciones, contribuyen a explicar el aumento en rendimiento, y por ende en EUN y ERNg, por efecto del fraccionamiento de N. Sin embargo, resultaría interesante en este tipo de ambiente continuar evaluado el fraccionamiento de N, especialmente en años con inviernos con precipitaciones inferiores a las normales. Dicha práctica agronómica, en estos ambientes y en años con baja disponibilidad de agua al inicio del cultivo, podría tomarse como método defensivo, ya que se podría definir la dosis de re-fertilización en función de las precipitaciones en los meses invernales.

CONCLUSIONES

Para las condiciones evaluadas (año sin excesos hídricos), el fraccionamiento de N en el SEB no afecto (incremento o reducción) el rendimiento, la PB, la EUN ni la ERNg. Esto evidencia la importancia de dicha práctica de fertilización aún en escenarios sin excesos hídricos.

Para el NRP, en un año con adecuada disponibilidad hídrica inicial y con un régimen pluviométrico promedio durante los primeros estadios del cultivo, se determinó que el fraccionamiento de N incremento el rendimiento del cultivo de cebada y EUN en el 46% de los casos. Sin embargo, para estos ambientes es necesario seguir evaluando el efecto del fraccionamiento de N, especialmente en años con precipitaciones invernales por debajo de lo normal.

BIBLIOGRAFÍA

- Barbieri, PA; HR Sainz Rozas & HE Echeverría. 2008. Time of nitrogen application affects nitrogen use efficiency of wheat in the humid pampas of Argentina. Can. J. Plant Sci. 88, 849-857.
- Bray, RH & LT Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. Soil Sci. 59:39-45.
- Bremner, J & D Keeney. 1965. Steam distillation methods for determination of ammonium, nitrate and nitrite. Annal. Chem. Acta. 32: 485-495.
- Bruulsema, TW; C Witt; F García; S Li; TN Rao; F Chen & S Ivanova. 2008. Marco global de las mejores prácticas de manejo (MPM) de los fertilizantes. INPOFOS Informaciones Agronómicas, (38), 1-4.
- CACBUE, 2013. Cámara Arbitral de la Bolsa de Cereales de Buenos Aires. Norma V Anexo A. Norma de Calidad para la Comercialización de Cebada Cervecera. http://www.cabcbue.com.ar .
- Della Maggiora, AI; A Irigoyen; JM Gardiol; O Caviglia & L Echarte. 2003. Evaluación de un modelo de balance de agua en el suelo para el cultivo de maíz. Rev. Arg. Agrometeor. 2(2): 167-176.
- Keeney, DR & DW Nelson. 1982. Nitrogen inorganic forms. En: Page, A.L. et al. eds. Methods of soil analysis. Part 2. Agron. Monog 9 ASA and SSSA, Madison, WI. pp. 643-698
- Lázzari, A; MR Landriscini; M Cantamutto; AM Miglierina & R Rosell. 2001. Absorción de nitrógeno por cebada cervecera en dos suelos del sur bonaerense, Argentina. Ci. del Suelo 19:101-108
- Orcellet, JM; N Reussi Calvo; H Echeverría; H Sainz Rozas; N Diovisalvi & A Berardo. 2015. Eficiencia de uso de nitrógeno de cebada en el sudeste bonaerense: efecto de aplicaciones divididas. Ci. del Suelo 33 (1): 97-105.
- Prystupa, P; R Savin & GA Slafer. 2004. Peso y calibre de los granos de cebada cervecera en respuesta a deficiencias de fósforo y nitrógeno. VI Congreso Nacional de Trigo y IV Simposio Nacional de Cereales de Siembra Otoño-Invernal. Octubre de 2004. En CD.
- Reussi Calvo, N & HE Echeverría, 2006. Estrategias de fertilización nitrogenada en trigo: balance hídrico para el sur bonaerense. Ci. del Suelo 24: 115-122.
- Villar, J. 2000. Economía del agua en el cultivo de trigo en el área centro de Santa Fe. En: Información técnica de trigo. Campaña 1998. Publ. Misc. Nº90. Trabajo N º2. INTA EEA Rafaela. 5 p.
- Walkley, A & Y Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and proposed Codification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37 (1): 29-38.
- Zadoks, JC; TT Chang & CF Zonzak. 1974. A decimal code for the growth stages of cereals. Weed Res. 14, 415-421.

C3P59. COMPARACIÓN DE FUENTES NITROGENADAS EN TRIGO Y MAÍZ

Pautasso, Juan M.

AER INTA Diamante. EEA INTA Paraná. Diamante. Argentina. pautasso.juan@inta.gob.ar

RESUMEN

El nitrógeno (N) es el nutriente que más limita la producción de los cultivos en todo el mundo y es también el de mayor consumo, en este contexto mejorar la eficiencia de uso del N (EUN) cobra singular importancia. Un proceso que se verifica al aplicar un fertilizante nitrogenado al cultivo es la pérdida que puede sufrir por volatilización, donde la urea tiene mayor potencialidad de pérdida del N por esta vía que otras fuentes. Estudios realizados en el país informan un rango de pérdidas que van de1% al 42% del N agregado, sugiriendo una mayor pérdida en el cultivo de maíz frente al cultivo de trigo, porque las condiciones ambientales que favorecen la volatilización son mayores durante la época cálida. El objetivo de este trabajo fue comparar dos fuentes nitrogenadas (CAN y urea) en los rendimientos y la EUN de los cultivos de maíz y trigo. Durante 5 años se llevaron a cabo 11 ensayos de fuentes nitrogenadas en los cultivos de trigo (7 ensayos) y maíz (4 ensayos) logrando cuantificar las diferencias que se pueden obtener en rendimiento y en la EUN cuando estos cultivos son fertilizados con dichas fuentes. Para el cultivo de trigo, si bien en promedio la fuente CAN tuvo valores mayores de rendimiento y EUN que la urea, las mismas no fueron significativas ($p > 0,05$). Para el cultivo de maíz la fuente CAN tuvo un mejor desempeño frente a la urea, tanto en rendimiento como en EUN ($p< 0,05$). Las condiciones potencialmente óptimas que favorecen la volatilización del N del fertilizante que se registran en la primavera podrían explicar los resultados obtenidos.

Palabras claves: Urea, Nitrato de amonio calcáreo, volatilización del nitrógeno.

INTRODUCCIÓN

Un manejo sostenible de la nutrición de las plantas consiste en realizar, para cada situación específica, un diagnóstico nutricional que permita la aplicación de la fuente correcta de nutrientes a la dosis adecuada, en el momento adecuado y el lugar correcto, requisitos necesarios para un manejo responsable de la nutrición que contribuya de manera sostenible a la productividad de los cultivos y de los sistemas, contemplando el equilibrio entre los aspectos ambientales, económicos y sociales (Bruulsema *et al.*, 2013).

El nitrógeno (N) es el nutriente que más limita la producción de los cultivos en todo el mundo y es también el de mayor consumo (IFA, 2018). Siendo el gasto de fertilización nitrogenada una proporción importante de los costos directos de los cultivos de maíz y trigo la eficiencia de uso de este insumo cobra singular importancia.

Al seleccionar la fuente de N es importante conocer los procesos que ocurren una vez aplicados al cultivo, entre ellos se encuentran los diferentes tipos de pérdidas. Una de las vías de pérdida del N es la volatilización de amoníaco, que afecta no sólo la eficiencia de uso del N (EUN) sino también al ambiente (Zubillaga & Zubillaga, 2013).

Echeverría & Sainz Rozas (2015), informan que pérdidas importantes de N por volatilización pueden ocurrir cuando el fertilizante utilizado es urea, donde la primera instancia al ser aplicada al suelo es la hidrólisis regulada por la enzima ureasa. Considerando que la actividad ureásica permite una rápida hidrólisis de la urea, esta etapa no limita el proceso de volatilización si el suelo está en condiciones óptimas de humedad. La incorporación de la urea, ya sea mediante alguna práctica de labranza o por acción del agua de lluvia o riego, reduce el N volatilizado. El nitrato de amonio calcáreo (CAN) es menos susceptible que la urea a las pérdidas por volatilización (Bruulsema *et al.*, 2013).

Con humedad del suelo no limitante, se determinó que la cantidad de amoníaco volatilizado desde la urea se relacionó linealmente con la temperatura del suelo (Barbieri *et al.*, 2010). Esta afirmación es coincidente con las determinaciones realizadas en cultivos de verano donde en general las pérdidas de N por esta vía son mayores y en algunas ocasiones los rendimientos reflejan las pérdidas; y por otro lado las pérdidas son menores en cultivos de invierno.

Relevante para este estudio, como una característica de la producción agrícola nacional, Argentina realiza los cultivos bajo el sistema de siembra directa en alrededor del 90% de la superficie (Nocelli Pac, 2016), cuando esta tecnología es adecuadamente implementada, se produce una acumulación de rastrojos en superficie que, si bien tiene un efecto favorable en la protección del suelo contra la erosión y mejora la economía del agua (Melchiori, 2011), puede

incidir negativamente en la eficiencia del uso de N (EUN) favoreciendo las pérdidas de N por volatilización de amoníaco (Echeverría & Sainz Rozas, 2015).

Los factores que regulan las pérdidas por volatilización y la complejidad de las interacciones entre los mismos hacen que este proceso sea de difícil predicción y de una elevada variabilidad entre zonas y/o años. Para el cultivo de maíz, en Argentina se han reportado pérdidas de N por volatilización cuando se aplica en superficie urea entre el 3% y el 42% (Echeverría & Sainz Rozas, 2015; Ferraris *et al*., 2009; Fontanetto & Keller, 2006; Barbieri *et al*., 2010); en cambio para el cultivo de trigo las pérdidas reportadas son inferiores, entre el 1% y el 7% del N de la urea agregada (Álvarez, 2006; Fontanetto *et al*., 2006).

En línea con los valores de pérdida de N por volatilización se informan mayores diferencias de rendimientos por el uso de distintas fuentes de fertilizantes nitrogenados en el cultivo maíz que en el cultivo de trigo. Zubillaga & Zubillaga (2013) a partir de una revisión de ensayos informan 435 kg más de maíz por hectárea al fertilizar con CAN en vez de urea y para los mismos tratamientos la diferencia fue de sólo 120 kg más de trigo. Melchiori (2011), comunica que en el cultivo de maíz con aplicaciones de N en V6 obtuvo la máxima respuesta con CAN, mientras que con urea, en igual estado del maíz, el rendimiento fue un 21% menos. Fontanetto *et al*. (2006) estimaron 333 kg por hectárea más de trigo cuando usaron CAN en vez de urea.

El objetivo de este trabajo fue cuantificar para Entre Ríos las diferencias de rendimiento y EUN en los cultivos de trigo y maíz fertilizados con dos fuentes nitrogenadas (CAN y urea) a partir de una serie de ensayos realizados en diferentes campañas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Cultivo de trigo

En el departamento Diamante, Entre Ríos, se realizaron 7 ensayos de fertilización nitrogenada comparando CAN y urea (en dosis iguales de N agregado) durante cuatro campañas. En todos los casos los suelos fueron Argiudoles vérticos. Los ensayos se ubicaron en lotes comerciales y el diseño fue en BCA con tres repeticiones. Al momento de la siembra se extrajeron muestras de suelos (0-20 cm). La fertilización nitrogenada se realizó al voleo cuando el cultivo estaba en el estado de 2-4 hojas. En todos los casos el cultivo fue fertilizado con fósforo. El N disponible (ND) se calculó como la suma de los kilogramos del N de los nitratos del suelo (0-20 cm) más el N del fertilizante. El tamaño de cada parcela fue de 2 metros ancho por 10 de largo y la cosecha fue manual de 4 líneas del cultivo por 4 metros de largo en la parte central de cada unidad experimental, luego la trilla se realizó con máquina estática. Los rendimientos se corrigieron a 13,5% de humedad. Más datos de los ensayos se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1: Características ensayos de trigo.

Ensayo	Campaña	Antecesor	Dosis de N agregado (kg ha^{-1})
1	2013	Maíz	0 – 41
2	2013	Soja	0 – 41
3	2015	Soja	0 – 26 – 44 – 94
4	2016	Soja	0 – 19 – 32 – 82
5	2016	Soja	0 – 31 – 53 – 103
6	2017	Soja	0 – 26 – 44 – 94
7	2017	Maíz	0 – 26 – 44 – 94

Cultivo de maíz

Los cuatro ensayos de fertilización nitrogenada en maíz comparando CAN y urea también estuvieron ubicados en el departamento Diamante, Entre Ríos. Los ensayos se establecieron en lotes comerciales y el diseño fue en BCA con tres repeticiones. El muestreo de suelos, la fertilización nitrogenada y el cálculo del ND fue similar que para el cultivo de trigo. En todos los casos el cultivo fue fertilizado con fósforo. El tamaño de cada parcela fue de 5 surcos ancho por 10 metros de largo y la cosecha fue manual de 2 surcos por 4 metros de largo en la parte central de cada unidad experimental, luego la trilla se realizó con máquina estática. Los rendimientos se corrigieron a 14,5% de humedad. Más datos de los ensayos se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2: Características ensayos de maíz.

Ensayo	Campaña	Tipo de suelo	Dosis de N agregado (kg ha^{-1})
1	2015	Argiudol ácuico	0 – 48 – 81 – 111
2	2016	Argiudol ácuico	0 – 31 – 52 – 112
3	2017	Argiudol ácuico	0 – 53 – 77 – 117
4	2017	Argiudol vértico	0 – 42 – 62 – 102

Respuesta de los cultivos al N agregado y EUN

La respuesta del rendimiento de los cultivos se evaluó a partir de la diferencia de cada tratamiento fertilizado frente al testigo y la EUN fue el cociente entre la respuesta y los kilogramos de N agregados.

Análisis estadísticos

Para estudiar el efecto en el rendimiento de trigo y maíz y las EUN de las distintas fuentes se realizaron análisis de varianza y de contrastes. El nivel de significancia fue del 5%, utilizando el Test de Tukey para las comparaciones de medias. Se realizó un ANOVA para cada ensayo, donde las fuentes de variación fueron fuente, dosis y bloque. También se hizo un ANOVA para cada cultivo donde las fuentes de variación fueron fuente, dosis y ensayo.

Para el cálculo de los umbrales de N se usó la metodología propuesta por Dyson & Conyers (2013) modificada por Correndo et al. (2017), denominado método del arcoseno-logaritmo (ALCC), que considera variables aleatorias tanto al rendimiento relativo (RR) como al valor del ND. El umbral se calculó para un 95% de RR. El RR se calculó como el cociente porcentual entre el rendimiento del tratamiento sin fertilizar y el rendimiento máximo medio observado. Para establecer si los modelos obtenidos con las dos series de datos (CAN y urea) pueden combinarse y representarse como una sola población o dos poblaciones diferentes, se probaron test de F (Mead *et al.*, 1993).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Trigo

En la Tabla 3 se muestra un resumen de los resultados de suelos, rendimiento y clima de cada ensayo y las comparaciones por fuente. En la Tabla 4 se informa la significancia de los contrastes tomando los ensayos en conjunto y en la Figura 1 los datos promedios de rendimiento de trigo para cada tratamiento.

Hubo respuesta significativa a la fertilización con N pero sin diferencia entre fuentes. En promedio el N agregado fue de 52,6 kg ha^{-1} y el rendimiento del trigo fertilizado con CAN, en promedio, superó en 129 kg ha^{-1} al fertilizado con urea. Las variables climáticas analizadas no se relacionaron con las diferencias de rendimientos entre fuentes.

Tabla 3: Datos de suelos, clima y rendimiento de los ensayos de trigo.

Ensayo	Rendimiento (kg ha^{-1})						Lluvia[1]	Temperatura[2]		Nitratos	P Bray I
	Testigo		UREA		CAN			Histórica	Del ensayo	ppm (0-20 cm)	
1	1962	b	2754	a	3324	a	13	12,5	13,4	40,6	6,2
2	2683	a	2411	a	2419	a	8	12,0	13,0	61,1	13,0
3	3056	b	3665	a	3665	a	3	12,0	13,5	42,7	23,8
4	2713	b	3396	a	3207	ab	17	13,4	15,1	66,0	18,8
5	1098	b	1566	a	1795	a	17	13,4	15,1	42,0	14,9
6	2533	a	2543	a	2692	a	7	13,4	15,5	31,0	17,8
7	1416	b	2113	a	2247	a	13	12,0	14,5	39,7	9,8

Letras distintas en el mismo ensayo indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$). 1: primera lluvia mayor a 10 mm luego de la fertilización. 2: temperatura media del aire en el mes de la fertilización, Histórica: INTA Paraná 1934-2014.

Tabla 4: Efecto de los tratamientos en el rendimiento de trigo. Significancia de cada contraste

Efecto Fuentes	p-value
CAN Vs Testigo	<0,01
Urea Vs Testigo	<0,01
CAN Vs Urea	0,24

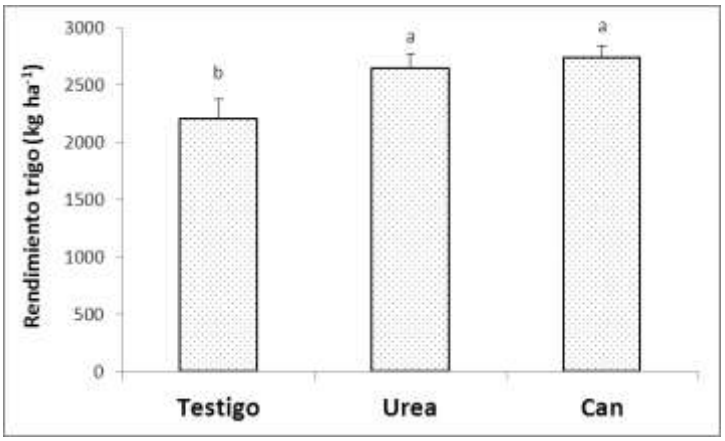


Figura 1: Rendimiento de trigo en función de los tratamientos. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$)

El umbral calculado de ND (0-20 cm) para ambas fuentes fue similar (Figura 2) 69 kg ha^{-1} vs 78 kg ha^{-1}, CAN y urea respectivamente ($p = 0,90$). El umbral con todos los datos fue de 73 kg ha^{-1} de ND (R^2 0,38; $p < 0,05$), valor inferior al recomendado para la zona por Melchiori & Barbagelata (2002) explicado por los menores valores de rendimiento de trigo de estos ensayos. En la Figura 3 se informa la EUN para cada fuente y antecesor, sólo se encontró diferencias significativas para la EUN agregado cuando varió el antecesor. El efecto antecesor puede ser el responsable del bajo ajuste encontrado en los modelos de RR y ND para cada fuente.

En promedio la fuente CAN tuvo 26% más de EUN.

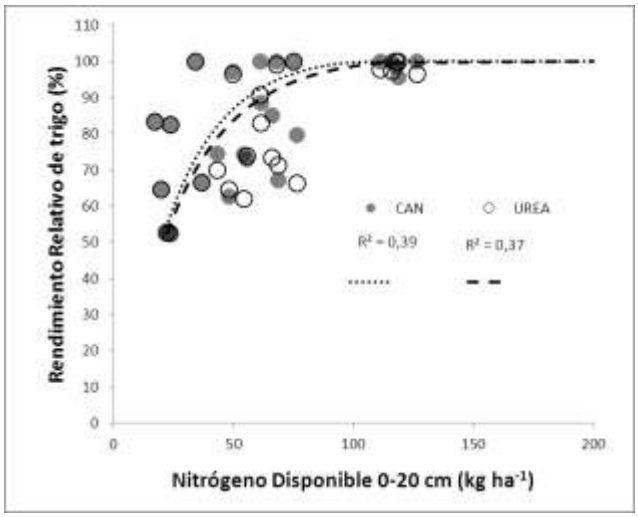


Figura 2: Relación entre el rendimiento relativo en grano de trigo y el nitrógeno disponible a la siembra.

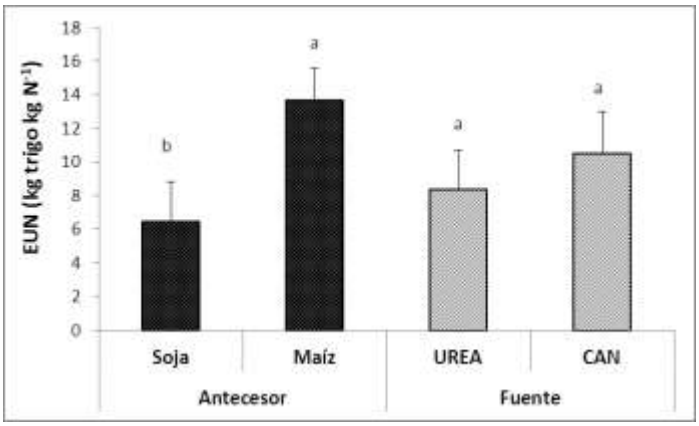


Figura 3: EUN según antecesor y fuente nitrogenada. Para cada variable letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$).

Maíz

En la Tabla 5 se muestra un resumen de los resultados de suelos, rendimiento y del clima de cada ensayo y las comparaciones por fuente. En la Tabla 6 se informa la significancia de los contrastes tomando los ensayos en conjunto y en la Figura 4 los datos promedios de rendimiento de maíz para cada tratamiento.

En el análisis conjunto, donde el N agregado fue de 74 kg ha^{-1} en promedio, el rendimiento de maíz fue afectado significativamente por la fuente utilizada (Tabla 6 y Figura 4), logrando los mayores rendimientos con CAN que en promedio superó en 636 kg ha^{-1} al fertilizado con urea. Las variables climáticas analizadas no se relacionaron con las diferencias de rendimientos entre fuentes.

Tabla 5: Datos de suelos, clima y rendimiento de los ensayos de maíz.

Ensayo	Rendimiento (kg ha^{-1})			Lluvia[1]	Temperatura[2]		Nitratos	P Bray I
	Testigo	UREA	CAN		Histórica	Del ensayo	ppm (0-20 cm)	
1	3389 c	5409 b	7010 a	16	20,9	21,1	29,2	12,8
2	8547 b	9962 a	10140 a	7	20,9	21,0	31,0	6,8
3	5176 b	5901 ab	6306 a	7	18,2	18,4	37,7	13,8
4	8015 a	8603 a	8963 a	8	18,2	18,4	54,0	21,6

Letras distintas en el mismo ensayo indican diferencias estadísticamente significativas (p < 0,05). 1: primera lluvia mayor a 10 mm luego de la fertilización. 2: temperatura media del aire en el mes de la fertilización, Histórica: INTA Paraná 1934-2014.

Tabla 6: Efecto de los tratamientos en el rendimiento de maíz. Significancia de cada contraste

Efecto Fuentes	p-valor
CAN Vs Testigo	<0,01
Urea Vs Testigo	<0,01
CAN Vs Urea	<0,01

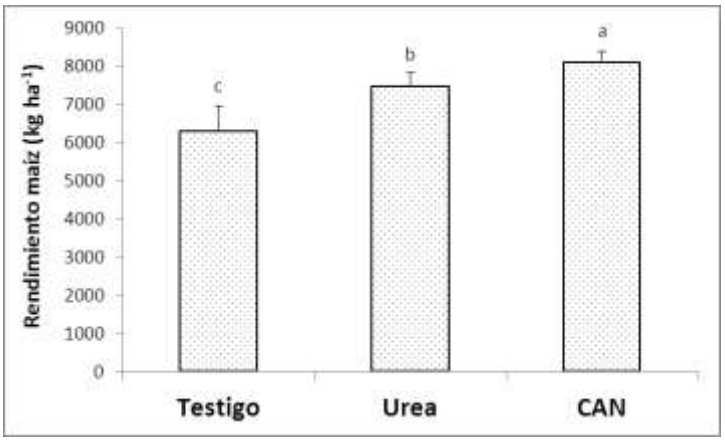


Figura 4: Rendimiento de maíz en función de los tratamientos. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas (p < 0,05)

Si bien los umbrales de ND entre fuentes no fueron diferentes (p = 0,47), para CAN el umbral fue de 79 kg ha^{-1} vs 114 kg ha^{-1} para la urea (Figura 2). El umbral con todos los datos fue de 93 kg ha^{-1} de ND (R^2 0,50; p < 0,05), inferior a la recomendación de ND (0-20 cm) en maíz cultivado en Entre Ríos, que es de 129 kg ha^{-1} (Melchiori y col., 2010).

En la Figura 3 se informa la EUN, se encontró diferencias significativas para la EUN agregado con la fuente utilizada. En promedio la fuente CAN tuvo 56% más de EUN.

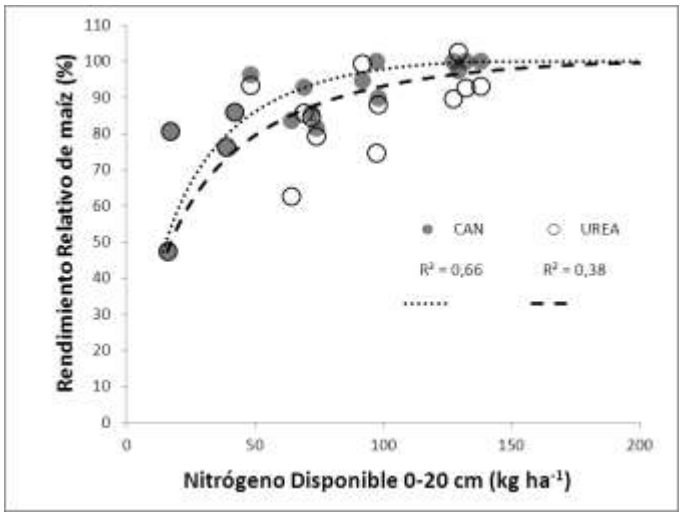


Figura 5: Relación entre el rendimiento relativo en grano (RR) y el nitrógeno disponible a la siembra a partir de CAN y urea.

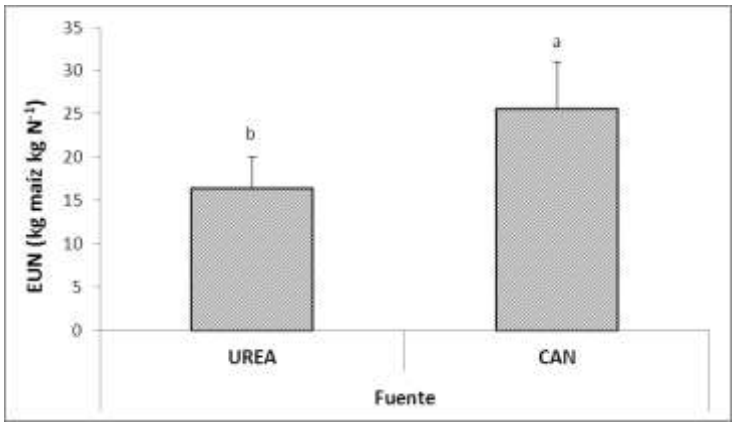


Figura 6: EUN según fuente nitrogenada. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas (p < 0,05).

CONCLUSIONES

A partir del análisis conjunto de una serie de 11 ensayos de fertilización de fuentes nitrogenadas y en diversas condiciones de cultivo, se logró cuantificar las diferencias que se pueden obtener en rendimiento y en la EUN para trigo y maíz. Las principales conclusiones son:

- Para el cultivo de trigo, si bien en promedio la fuente CAN tuvo valores mayores de rendimiento y EUN que la urea, las mismas no fueron significativas.
- Para el cultivo de maíz la fuente CAN tuvo un mejor desempeño frente a la urea, tanto en rendimiento como en EUN.

Las condiciones potencialmente óptimas que favorecen la volatilización del N del fertilizante que se registran en la primavera podría ser la responsable de los resultados obtenidos.

AGRADECIMIENTOS

Por su generosa colaboración a los productores Ángel Olivero, Elbio Fischer, Ricardo Farall, Federico Dreiling, Matías Schneider, Luis Schanzenbach; al técnico César Reatto y al Ing. Gerardo Larroca (Yara).

BIBLIOGRAFÍA

- Alvarez, R. 2006. Balance de nitrógeno en cultivos de trigo. En: Información técnica de trigo campaña 2006. Publicación Miscelánea Nº 105. Pp. 23-35. INTA EEA Rafaela.
- Barbieri P; H Echeverría; H. Saínz Rozas y M. Maringolo. 2010. Fertilización de maíz con urea de liberación lenta: pérdida por volatilización y eficiencia de uso de nitrógeno. Ci. Suelo (Argentina) 28(1): 57-66, 2010.
- Bruulsema, T.; P. Fixen & G Sulewski. 2013. 4R de la nutrición de las plantas: un manual para mejorar el manejo de la nutrición de las plantas. 1ra edición. Acassuso: International Plant Nutrition Institute, 2013. 140 pg.
- Correndo, AA; F Salvagiotti; FO García & F.H. Gutiérrez-Boem. 2017. A modification of the arcsine-log calibration curve for analyzing soil test value–relative yield relationships. Crop & Pasture Science 68 (3): 297-304, doi: 10.1071/CP16444.
- Dyson, CB & MK Conyers. 2013. Methodology for online biometric analysis of soil test-crop response datasets. Crop & Pasture Science 64, 435-441.
- Echeverría, H & H Sainz Rozas. 2015. Nitrógeno. Pp. 189-228. En: H. Echeverría y F. García (eds.). Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. Editorial INTA, Buenos Aires, Argentina.
- IFA. 2018. https://www.fertilizer.org/En/Statistics/PIT_Excel_Files.aspx. Fecha de consulta: marzo 2018.
- Ferraris GN; LA Couretot & Mirta Toribio. 2009. Pérdidas de nitrógeno por volatilización y su implicancia en el rendimiento del cultivo de maíz: Efectos de fuente, dosis y uso de inhibidores. Informaciones Agronómicas Nº 43. Pp. 19-22.
- Fontanetto H & O Keller. 2006. Manejo de la fertilización en Maíz. Experiencias en la Región Pampeana Argentina. En: Información Técnica de Cultivos de Verano. Campaña 2006. Publicación Miscelánea Nº 106. pp 85-113 INTA EEA Rafaela.
- Mead, R; RN Curnow & AM Hasted. 1993. Statistical methods in agriculture and experimental biology. Chapman and Hall, London, 415p.
- Melchiori, R & P Barbagelata . 2002. Recomendación de Fertilización Nitrogenada en Trigo. Actualización Técnica en Trigo. INTA EEA Paraná. Serie de Extensión Nº 22. 33-38p
- Melchiori R.; P Barbagelata & O Caviglia. 2010. Recomendación de Fertilización Nitrogenada en Maíz. En: http://anterior.inta.gov.ar/parana/info/documentos/produccion_vegetal/maiz/nitrogeno/metodoNitroMaiz.htm Fecha de consulta: marzo 2018.
- Nocceli Pac, S. 2016. Estimación de superficie en siembra directa. Campaña 2014-2015. https://www.aapresid.org.ar/wp-content/uploads/2016/10/Estimaci%C3%B3n-de-superficien-en-SD-1.pdf. Fecha de consulta: marzo 2018.
- Zubillaga, M M & M S Zubillaga. 2013. Capítulo 4: Estrategias de aplicación del nitrógeno en agroecosistemas pampeanos. En Fertilización de cultivos y pasturas. Diagnóstico y recomendación en la Región Pampeana. Ed. R. Álvarz, P. Prystupa, M. Rodríguez y C. Álvarez. Ed. FA-UBA. 652 páginas. ISBN 978-987-27793-7-5.

C3P60. FERTILIZACIÓN DE AVENA Y RAIGRÁS

Pautasso, Juan M.[1] y Quinodóz Enrique[2].

[1] AER INTA Diamante. EEA INTA Paraná. Diamante. Argentina. pautasso.juan@inta.gob.ar; [2] FCA UNER.

RESUMEN

Los verdeos tienen la capacidad de ofrecer altas producciones de forrajes en períodos relativamente cortos de tiempo, siendo un complemento de las pasturas permanentes. La demanda de nutrientes está estrechamente asociada con la producción de forrajes por lo que, para alcanzar elevados niveles productivos se debe recurrir al agregado de los mismos. Si bien la fertilización en pasturas es una tecnología conceptualmente reconocida, la correcta aplicación de esta práctica ha sido casi irrelevante. Los máximos beneficios de la fertilización se logran si se consideran las particularidades de cada sistema productivo, entre las que se encuentran las especies forrajeras utilizadas. En la costa oeste de Entre Ríos la información sobre producción e impacto de la fertilización con nitrógeno (N) y fósforo (P) en raigrás y avena es escasa en sistemas reales de producción, a pesar de ser los principales verdeos de invierno utilizados. El objetivo de este trabajo fue cuantificar para Entre Ríos las diferencias de rendimiento y el impacto de la fertilización con N y P en los verdeos de raigrás y avena a partir de una serie de ensayos realizados en diferentes campañas. En condiciones similares de crecimiento la avena y el raigrás tuvieron diferentes rendimientos y respuestas a la fertilización con P y N. Si bien los tratamientos testigos (sin N) tuvieron similares rendimientos para ambos verdeos, al fertilizarlos el raigrás produjo alrededor de un 30% más de materia seca que el cultivo de avena. El umbral de N disponible y las eficiencias de uso del N y del P fueron mayores en el raigrás que en la avena.

Palabras claves: verdeos, nitrógeno disponible, eficiencia agronómica de nutrientes.

INTRODUCCIÓN

Los verdeos tienen la capacidad de ofrecer altas producciones de forrajes en períodos relativamente cortos de tiempo (90-100 días), siendo un complemento de las pasturas permanentes (Marino & Berardo, 2014), pero para lograr elevados potenciales productivos se debe cubrir la demanda de nutrientes de los mismos.

En general la oferta de nutrientes desde el ambiente resulta insuficiente para satisfacer los requerimientos de las especies forrajeras. En nuestros sistemas productivos los dos nutrientes que mayormente limitan la productividad son el fósforo (P) y el nitrógeno (N), elementos claves en un plan de fertilización (García *et al*., 2002).

La demanda de nutrientes está estrechamente asociada con la producción de forrajes por lo que, para alcanzar elevados niveles productivos se debe recurrir al agregado de los mismos (Agnusdei *et al*., 2010; Rubio *et al*., 2012). Sin embargo, en los planteo ganaderos de Argentina, la aplicación de fertilizantes es escasa y está menos difundida que en las actividades agrícolas, por lo que frecuentemente las deficiencias nutricionales restringen la capacidad productiva de cada ambiente (Marino & Berardo, 2014) y si bien la fertilización en pasturas es una tecnología conceptualmente reconocida, su correcta aplicación ha sido casi irrelevante en la región (Agnusdei, 2012).

Por otro lado cultivos forrajeros mal nutridas no sólo producen menos que los fertilizados, sino también aportan menos carbono, generan menor calidad nutritiva e inician procesos de degradación de los suelos (Sheaffer *et al*., 2006; Marino & Berardo, 2014).

Para obtener los máximos beneficios de la práctica de la fertilización es imprescindible considerar las particularidades de cada sistema productivo, entre las que se encuentran las especies forrajeras utilizadas. Las respuestas al agregado de nutrientes suelen ser mayores en los verdeos de invierno que en los de verano, ya que su ciclo se desarrolla en un período de menores temperaturas, cuando la disponibilidad de los nutrientes es mínima por una menor mineralización de la materia orgánica (Echeverría & Bergonzi, 1995).

Para verdeos invernales como raigrás y avena se han reportado incrementos en la producción de forrajes con la aplicación de P y N (Fernández Grecco & Agnusdei, 2005; Borrajo *et al*., 2006; Scheneiter, 2013; Marino & Castaño, 2013) o de N con P no limitante (García *et al*., 2002), con eficiencias de uso del N entre 7 y 42 kg de materia seca (MS) por kilogramo de N agregado, en este rango se ubicaron ambas especies.

En la costa oeste de Entre Ríos la información sobre producción e impacto de la fertilización con N y P en raigrás y avena es escasa en sistemas reales de producción, a pesar de ser los principales verdeos de invierno utilizados.

El objetivo de este trabajo fue cuantificar para Entre Ríos las diferencias de rendimiento y el impacto de la fertilización con N y P en los verdeos de raigrás y avena a partir de una serie de ensayos realizados en diferentes campañas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Avena

Durante cinco campañas se instalaron nueve ensayos de fertilización nitrogenada y seis de fertilización fosfatada en lotes comerciales del departamento Diamante (Entre Ríos). Los ensayos tuvieron un diseño en bloques completos al azar con tres repeticiones. Cada unidad experimental fue de 2 metros de ancho por 5 de largo.

Al momento de la siembra se extrajeron muestras de suelos (0-20 cm). La fertilización fosfatada se realizó al voleo con SFT a la siembra, en estos ensayos se agregó N a razón de 69 kg ha^{-1}. En los ensayos de N, la fertilización nitrogenada se realizó al voleo con urea cuando el cultivo estaba en el estado de 2-4 hojas. El N disponible (ND) se calculó como la suma de los kilogramos del N de los nitratos del suelo (0-20 cm) más el N del fertilizante. Los suelos donde se emplazaron los experimentos corresponden a Argiudoles vérticos. La producción de materia seca (MS) por hectárea se estimó a partir del corte de cuarto metro cuadrado de cada parcela, secado en estufa a 65ºC durante 48 horas y pesaje. Los cortes se realizaban al momento del aprovechamiento por parte del productor. Más datos de los ensayos se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1: Características de los ensayos de avena.

Ensayo	Campaña	Dosis de N agregado (kg ha^{-1})	Dosis de P agregado (kg ha^{-1})[1]	Fecha siembra
1	2011	0 – 46 – 92	20	09-may
2	2013	0 – 46 – 92	20	25-abr
3	2014	0 – 18 – 64 – 92 – 110	0 – 20	18-mar
4	2014	0 – 46 – 92	0 – 20	18-abr
5	2014	0 – 35 – 69 – 110	20	05-jul
6	2015	0 – 46 – 92 – 110	0 – 20	21-abr
7	2017	0 – 46 – 92 – 110	0 – 20	19-mar
8	2017	0 – 46 – 92 – 110	0 – 20	23-jun
9	2017	0 – 46 – 92 – 110	0 – 20	23-jun

1. Los sitios donde figuran dos dosis de P corresponden a los sitios donde se realizaron los ensayos de P.

Raigrás

Durante tres campañas se instalaron tres ensayos de fertilización nitrogenada y dos de fertilización fosfatada en lotes comerciales del departamento Diamante (Entre Ríos). El diseño de los ensayos y tamaño de los mismos, los análisis de suelos, las fertilizaciones de N y P (fuentes y momentos), cálculo del ND, tipos de suelos y estimación de la producción de MS fue similar al de los ensayos de avena. Más datos de los ensayos de raigrás se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2: Características de los ensayos de raigrás.

Ensayo	Campaña	Dosis de N agregado (kg ha^{-1})	Dosis de P agregado (kg ha^{-1})[1]	Fecha siembra
1	2015	0 – 46 – 98 – 144	20	21-abr
2	2016	0 – 18 – 46 – 66 – 98 – 144	0 – 20	30-may
3	2017	0 – 46 – 98 – 144	0 – 20	15-mar

1. Los sitios donde figuran dos dosis de P corresponden a los sitios donde se realizaron los ensayos de P.

Respuesta de los verdeos al N agregado y EUN

La respuesta del rendimiento de los verdeos se evaluó a partir de la diferencia de cada tratamiento fertilizado frente al testigo y la EUN fue el cociente entre la respuesta y los kilogramos de N agregados.

Análisis estadísticos

Para el cálculo de los umbrales de N se usaron dos metodologías:

a) La propuesta por Dyson &Conyers (2013) modificada por Correndo *et a*l. (2017), denominado método del arcoseno-logaritmo (ALCC), que considera variables aleatorias tanto al rendimiento relativo (RR) como al valor del ND. El umbral se calculó para un 95% de RR. El RR se calculó como el cociente porcentual entre el rendimiento del tratamiento sin fertilizar y el rendimiento máximo medio observado. Para establecer si los modelos obtenidos para avena y raigrás pueden combinarse y representarse como una sola población o dos poblaciones diferentes, se probaron test de F (Mead *et al.,* 1993).

b) También se obtuvieron los coeficientes del modelo de respuesta lineal-plateau para las producciones de MS de avena y raigrás y las EUN de ambos verdeos a través de algoritmos apropiados, logrando su resolución mediante la subrutina Solver del programa Microsoft® Excel 2007.

Para estudiar el efecto del agregado de P se realizaron ANOVA para cada verdeo donde las fuentes de variación fueron las dosis y los ensayos. El nivel de significancia fue del 5%, utilizando el Test de Tukey para las comparaciones de medias.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Respuesta al agregado de N.

Los cortes efectuados en los ensayos de avena fueron en promedio 1,4; con máximos de 3 y mínimos de 1. Esto se debió a que en fechas tardías de siembra las avenas sólo se pudieron aprovechar una vez.

En la Tabla 3 se resumen los datos de variables de suelo, clima y producción para la avena.

Tabla 3: Datos de suelos, clima y rendimiento de MS de los ensayos de avena

Ensayo	Testigo	Fertilizado	N agregado (promedio)	Efecto N	EUN (promedio)	Nitratos	P Bray I	Lluvias[1]
	Kg MS ha^{-1}		kg ha^{-1}	valor P	Kg MS kg N^{-1}	ppm	ppm	Mm
1	825	1083	69	0,04	3,7	51,0	14,3	411
2	838	1226	69	0,21	5,6	41,4	20,0	270
3	1424	2528	89	<0,01	12,5	11,6	7,0	427
4	3258	3874	87	0,25	7,1	64,2	20,5	427
5	1879	2794	81	0,01	11,3	66,3	20,1	427
6	2170	3945	92	0,02	19,3	54,3	8,8	260
7	1684	2815	92	<0,01	12,3	33,8	22,3	421
8	2242	3443	92	<0,01	13,1	73,5	8,1	421
9	1966	3959	92	<0,01	21,7	73,5	8,1	421

1. Lluvias acumuladas durante los meses de febrero - marzo - abril.

Los cortes efectuados en el raigrás fueron en promedio 2,3; con máximos de 3 y mínimos de 2. En el ensayo que tuvo un tercer aprovechamiento, el valor de MS por hectárea fue muy bajo, en promedio alrededor de 800 kg ha^{-1}.

En la Tabla 4 se resumen los datos de variables de suelo, clima y producción para el raigrás.

Tabla 4: Datos de suelos, clima y rendimiento de MS de los ensayos de raigrás

Ensayo	Testigo	Fertilizado	N agregado (promedio)	Efecto N	EUN (promedio)	Nitratos	P Bray I	Lluvias[1]
	Kg MS ha-1		kg ha-1	valor P	Kg MS kg N-1	Ppm	ppm	Mm
1	2126	3669	92	<0,01	16,8	78,9	78,0	260
2	2316	4774	66	<0,01	37,2	81,4	16,8	725
3	1532	2864	92	<0,01	14,5	17,7	23,2	427

1. Lluvias acumuladas durante los meses de febrero - marzo - abril.

En las Figuras 1 y 2 se informan los rendimientos en kg de MS por hectárea obtenidos para las dosis frecuentemente utilizadas en los ensayos para cada uno de los verdeos. Ambos verdeos respondieron al agregado de N ($p< 0,05$).

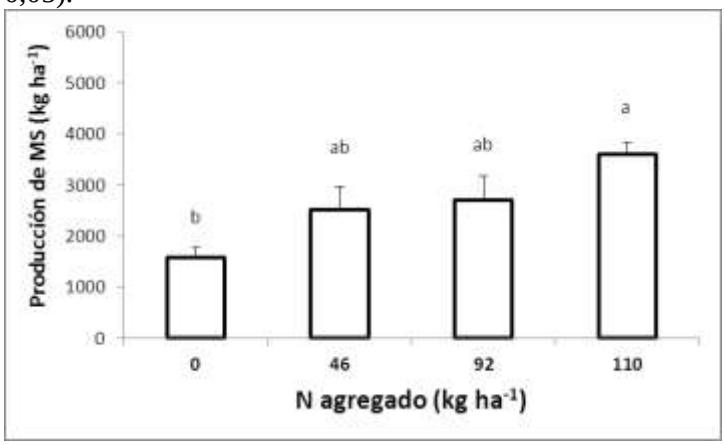


Figura 1: Producción de avena en MS por hectárea según dosis de N agregada. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$).

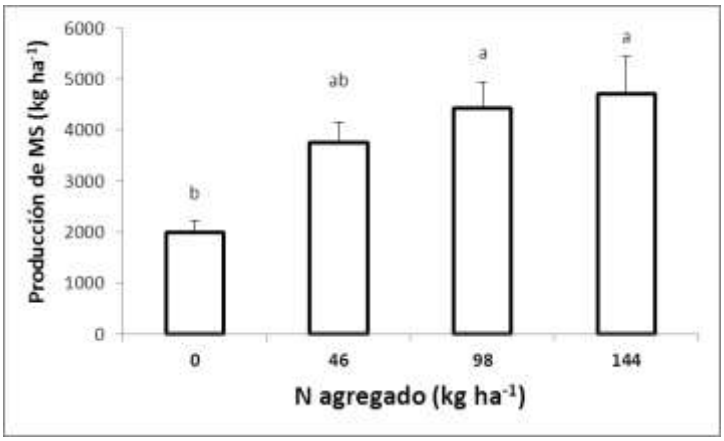


Figura 2: Producción de raigrás en MS por hectárea según dosis de N agregada. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$).

Utilizando todos los datos, en las Figuras 3 y 4 se comparan las necesidades de ND de ambos verdeos.

Con la metodología que utiliza el RR, el ND fue de 83 kg ha^{-1} para la avena y de 124 kg ha^{-1} para el raigrás, siendo estadísticamente diferentes los modelos de fertilización para ambos verdeos ($p= 0,02$).

Los modelos lineal-plateau obtenidos con rendimientos absolutos de producción total de MS para cada verdeos y ND, también fueron estadísticamente diferentes ($p< 0,01$) entre sí. Con esta metodología se definió un umbral de ND para la avena de 92 kg ha^{-1} para un rendimiento de 3035 kg de MS ha^{-1} ($R^2 = 0,67$ y $p= 0,06$) y para raigrás de 104 kg ha^{-1} para un rendimiento de 4612 kg de MS ha^{-1} ($R^2 = 0,83$ y $p= 0,07$). En estos modelos la EUN disponible (pendientes obtenidas) fueron de 19 y 36 kg MS por kg ND para avena y raigrás, respectivamente.

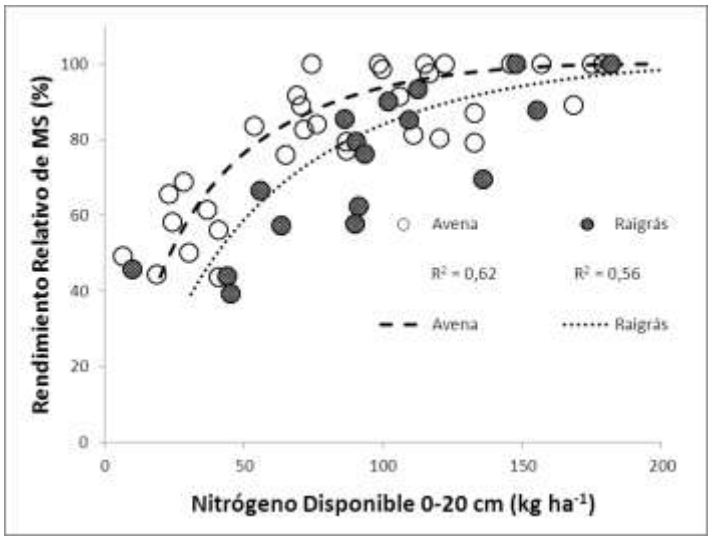


Figura 3: Relación entre el rendimiento relativo de MS y el nitrógeno disponible a la siembra para avena y raigrás.

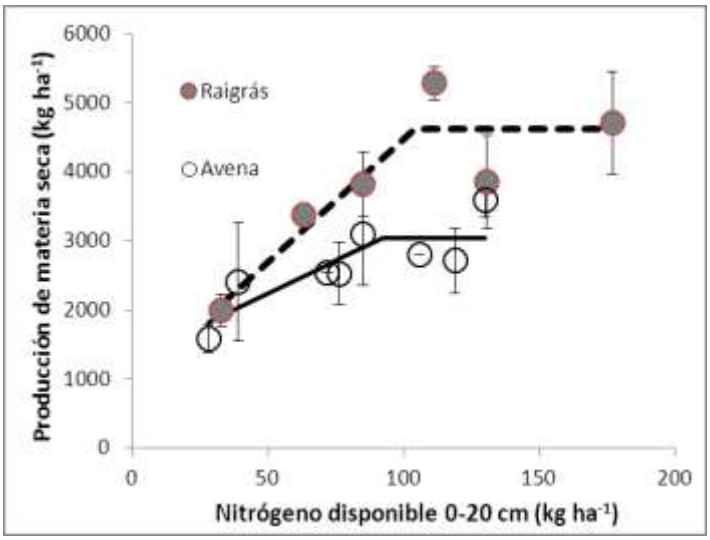


Figura 4: Relación entre el rendimiento de MS y el nitrógeno disponible a la siembra para avena y raigrás.

Respuesta al agregado de P.

En la Figura 5 se resumen las respuestas al agregado de P tanto en avena como en raigrás. Los verdeos tuvieron respuesta significativa al agregado de este nutriente, a pesar de los valores de P Bray medios a altos medidos en los suelos donde se hicieron los ensayos.

En avena los ensayos tuvieron un nivel de P Bray promedio de 13 ppm y en raigrás fue de 22,8 ppm. La EUP fue en promedio de 19 kg MS de avena por kg de P agregado y de 32 kg MS de raigrás por kg de P agregado.

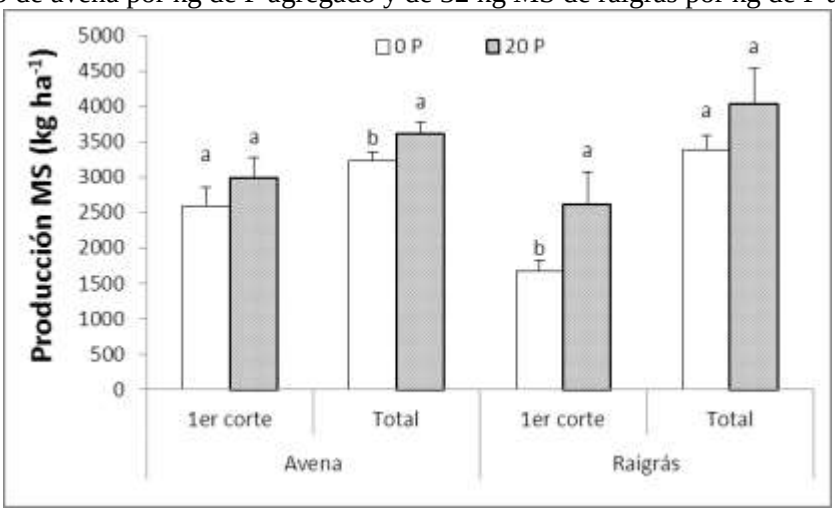


Figura 5: producción obtenida de verdeos según el agregado de fósforo. Letras distintas en cada categoría indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$).

La respuesta significativa al agregado de P al primer corte en el raigrás puede deberse a la cantidad de días transcurridos entre la fertilización con P y el primer aprovechamiento, que fue de 92 días en promedio; en cambio en la avena fue menor (73 días), donde la respuesta significativa se observó al comparar los datos de producción total.

CONCLUSIONES

En condiciones similares de crecimiento la avena y el raigrás tuvieron diferentes rendimientos cuando se fertilizaron con P y N. Si bien los tratamientos testigos (sin N) tuvieron similares rendimientos para ambos verdeos, al fertilizarlos el raigrás produjo alrededor de un 30% más de materia seca que el cultivo de avena.

Para alcanzar elevados potenciales productivos el raigrás necesitó mayor cantidad de nitrógeno disponible que la avena. Con los modelos utilizados, la avena precisó entre 83 y 92 kg de ND ha^{-1} para alcanzar los máximos rendimientos y en cambio el raigrás entre 104 y 124 kg de ND ha^{-1}. Las eficiencias de uso del nitrógeno fueron mayores en el raigrás.

Las eficiencias agronómicas de uso del fósforo también fueron mayores en el raigrás, a pesar de que los ensayos se realizaron sobre suelos con P Bray más altos que aquellos en los que se realizaron los ensayos de avena.

AGRADECIMIENTOS

Por su generosa colaboración a los productores Ricardo Farall, Luis Schanzenbach, Juan Pagani, Edgardo Mayer, Raúl Blasón y Flia Barolli; al técnico César Reatto.

BIBLIOGRAFÍA

- Agnusdei, M. 2012. Rol de la ecofisiología en el diseño de manejos especializados de pasturas. En Pasturas 2012: hacia una ganadería competitiva y sustentable. Jornada técnica. Síntesis de material de conferencias. Mar del Plata 23 de marzo 2012. Páginas 13-28.
- Agnusdei M.; S Assuero; F. Lattanzi & M Marino. 2010. Critical N concentration can vary with growth conditions in forage grasses: implications for plant N status assessment and N deficiency diagnosis. Nutrient Cycling in Agroecosystems (2010) 88:215–230. DOI 10.1007/s10705-010-9348-6
- Borrajo C; S Altuve; P Barbera & M Ramírez. 2006. Efecto de la fertilización fosforada y nitrogenada sobre la producción de forraje de Lolium multiflorum en Corrientes. Revista Argentina de Producción Animal 26(1):135-6.
- Correndo, AA; F Salvagiotti; FO García & FH Gutiérrez-Boem. 2017. A modification of the arcsine-log calibration curve for analyzing soil test value–relative yield relationships. Crop & Pasture Science 68 (3): 297-304, doi: 10.1071/CP16444.

- Dyson, CB & MK Conyers. 2013. Methodology for online biometric analysis of soil test-crop response datasets. Crop & Pasture Science 64, 435-441.
- Echeverría H & R Bergonzi. 1995. Estimación de la mineralización de nitrógeno en suelos del sudeste bonaerense. Boletín Técnico Nº 135. EEA INTA Balcarce, Buenos Aires. 15 p.
- Fernández Grecco, R C & M G Agnusdei. 2005. Raigrás anual, siembra y fertilización nitrogenada. Producir XXI, Bs. As., 13 (160):36-40.
- García, F; F Micucci; G Rubio; M Ruffo & I Daverede. 2002. Fertilización de forrajes en la región pampeana. Una revisión de los avances en el manejo de la fertilización de pasturas, pastizales y verdeos. Instituto de la Potasa y el Fósforo - INPOFOS Cono Sur. Potash and Phosphate Institute (PPI). Potash and Phospate Institute of Canada (PPIC). Marzo 2002. Pp. 72.
- Marino, M. & Á Berardo. 2015. Pasturas y pastizales. Pp. 555-583. En: H. Echeverría y F. García (eds.). Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. Editorial INTA, Buenos Aires, Argentina.
- Marino M. & J Castaño. 2013. Producción forrajera con aplicación otoñal de fertilizantes nitrogenados en avena y agropiro. Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica. IAH 12-Diciembre 2013. Pág. 15-18.
- Mead, R.; RN Curnow & AM Hasted. 1993. Statistical methods in agriculture and experimental biology. Chapman and Hall, London, 415p.
- Rubio G.; F Micucci & F García. 2013. Capítulo 14: Ciclado de nutrientes y fertilización de pasturas. En Fertilización de cultivos y pasturas. Diagnóstico y recomendación en la Región Pampeana. Ed. R. Álvarz, P. Prystupa, M; Rodríguez & C Álvarez. Ed. FA-UBA. 652 páginas. ISBN 978-987-27793-7-5.
- Sheaffer, CC, JL Halgerson, & HG. Jung. 2006. Hybrid and N Fertilization Affect Corn Silage Yield and Quality. Journal of agronomy and crop science. Volume 192, Issue 4. August 2006. Pages 278–283.
- Scheneiter, JO. 2013. El raigrás anual en las regiones Pampeana y sur de la Mesopotamia. https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta-el_raigs_anual_en_las_regiones_pampeana_y_sur_de.pdf. Fecha de consulta: marzo 2018.

C3P62. UN NUEVO ENFOQUE DE LA TELEDETECCIÓN PARA LA PREDICCIÓN DEL RENDIMIENTO DEL MAÍZ Y MANEJO DE NITRÓGENO

Peralta, Nahuel R[1].; Di Matteo, Javier.A[1].; Ferreyra, Juan.M[1]; Melchiori, Ricardo[3]; Sainz Rosas, Hernán[2] y Bianchini, Agustín[4]

[1]Departamento de Tecnología de Desarrollo de Maíz y Sorgo, Monsanto. Ruta 188 km 7.5, Argentina. [2] INTA Balcarce. [3]INTA Paraná. [4]Okandú. nahuel.raul.peralta@monsanto.com; nperalta21@gmail.com

RESUMEN

En vista de la creciente aplicación de los servicios de sensoramiento remoto como herramientas potenciales para la predicción de rendimiento en grano y diagnóstico del estatus nutricional de Nitrógeno (N) en la estación de crecimiento de maíz, se plantearon los siguientes objetivos: a) estudiar y analizar la utilidad potencial de diferentes índices de vegetación para predecir el rendimiento y ajustar las dosis de N; b) Comparar las diferentes herramientas de diagnóstico de N en media estación de crecimiento en el cultivo de maíz. Las herramientas de sensoramiento remoto nos permiten capturar el estatus nutricional de Nitrógeno in season a través de los diferentes híbridos (Hy) y densidades (D), lo cual permitirían desarrollar una recomendación de N entre V6-V8 y ajustar la dosis para sincronizar la oferta-demanda de N por el suelo y cultivo, incrementando la EUN y disminuyendo el impacto ambiental, asociado al riesgo de pérdida N del sistema.

Palabras claves: sensor remoto, nitrógeno, híbrido.

INTRODUCCIÓN

El nitrógeno (N) junto con la mejora genética, son los factores más importantes que afectan la producción y puede explicar hasta 30% del costo total de producción de maíz. La mayor parte del fertilizante nitrogenado tiende a aplicarse durante la siembra o durante las primeras etapas del crecimiento, ya que esto simplifica la gestión del cultivo. Esto genera que la Eficiencia de Uso de Nitrógeno (EUN) sea baja y puede constituir un problema (lixiviación de N las napas) ya que la absorción de N por parte del cultivo es muy baja en este momento (Scharf *et al.*, 2011). Este problema ha llevado a los agricultores, científicos y políticos a explorar cómo mejorar la eficiencia del N, reducir las entradas de N y de este modo prevenir la contaminación del agua y del aire asociada con la producción de maíz (Scharf *et al.*, 2011). En los últimos años, el uso de sensores remotos que miden la reflectancia de la canopia del cultivo (Green Seaker, Crop Circle) ha aumentado entre los investigadores y los agricultores (Colaço & Bramley, 2018). Sin embargo, a pesar de las buenas correlaciones, estos métodos no capturan la variabilidad espacial que a menudo está presente dentro de las parcelas a escala de testeo. La adquisición de datos también tiende a consumir mucho tiempo y puede verse obstaculizada por una serie de limitaciones prácticas. Una alternativa a las mediciones basadas con sensores de mano involucra técnicas de teledetección que nos permite trabajar con imágenes de alta resolución espacio-temporal (ya sean de UAV- Vehículo aéreo no tripulado o satélite) (Peralta *et al.*, 2016). Esta técnica, ya sea utilizando sensores activos o pasivos, ha sido reconocido como una herramienta potencial para la la predicción de rendimiento y mejora espacial y temporal de la gestión de N en cultivos a escala de microparcela, como así también a escala de lote (Mulla, 2013; Peralta *et al*., 2016; Colaço & Bramley, 2018). En vista de la creciente aplicación de los servicios de sensoramiento remoto como herramientas potenciales para la predicción de rendimiento en grano, incrementar la EUN y reducir el impacto ambiental, se plantearon los siguientes objetivos: a) estudiar y analizar la utilidad potencial de diferentes índices de vegetación (IV) para predecir el rendimiento y ajustar las dosis de N; b) comparar las diferentes herramientas de diagnóstico de N en media estación de crecimiento en el cultivo de maíz; c) determinar el momento óptimo fenológico para capturar información con la imágenes de los sensores remotos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio Experimental

Esta investigación fue conducida en un establecimiento cercano a la localidad de Inriville, ubicada en el Departamento Marcos Juárez (UTM 20S: 575548.433; 6351032.94 m). El suelo es un Argiudol típico, que corresponde a la serie Marcos Juárez, con una aptitud de uso Clase I. El cultivo se sembró el 10/10/2016 y en ese momento el valor de N-$N0_3$ fue de 68 kg/ha (0-60 cm). El diseño experimental fue en parcelas sub-sub-divididas (spli-split-plot) con tres repeticiones (Figura 1). Se aplicó al momento de la siembra del cultivo 46 kg ha^{-1} de P_2O_5 para que este nutriente no limitara el crecimiento del cultivo. Las malezas e insectos fueron adecuadamente controlados.

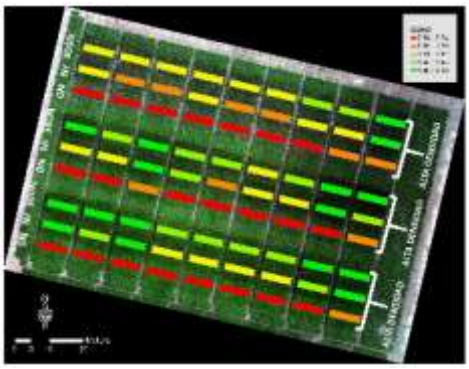


Figura 1: Diseño experimental y valores de GSAVI

La densidad de plantas fue el factor de la parcela principal, la dosis de N el de la sub-parcela y el híbrido el factor de la sub-sub parcela. Se trabajó con 3 Hy de la marca Dekalb, sembrados en 3 densidades y 3 dosis de N. Para cada Hy se seleccionó la óptima recomendación de densidad y N que permite maximizar el rendimiento esperado de 12 tn/ha. Los otros tratamientos surgieron de disminuir a la mitad y aumentar al doble la recomendación optima de densidad y; para N fueron 0N, dosis de N recomendada; 300 kg N/ha, de la combinación de los diferentes niveles de los factores (Tabla 1).

Tabla 1. Diferentes híbridos, densidad y dosis de N utilizadas en el ensayo

Híbrido	Densidad	Nitrogeno (suelo +fert)
	Recomendacion Dekalb (pl/m2)	Recomendacion Dekalb (kg/ha)
DK70-10	8.7	177
DK72-10	9.1	230
DK73-10	8.9	212

Densidades: se utilizaron:
1- Densidad recomendada (Ver Tabla)
2- Recomendada*2,
3- Recomendada*1/2.
Niveles de N: se utilizaron:
1- **Control** (0N; sin aplicación de nitrógeno)
2- **N recomendado** (Ver Tabla)
3- **N suficiencia** (300kg N disponible).

Sensores remotos y análisis estadístico

Las siguientes plataformas y sensores fueron probados y comparados en el experimento: a) GreenSeakerTM: Sensor de reflectancia modelo 505 (NTech Industries Inc., Ukiah, CA, EE. UU.). Los principios y la física detrás del funcionamiento de este sensor se describen en detalle en Inman *et al*. (2005). El sensor activo GreenSeekerTM funciona al dirigir la luz roja VIS (660 nm) y la luz NIR (770 nm) en el dosel de la planta; b) Crop CircleTM: ACS-210 Plant Canopy. Sensor de reflectancia (Holland Scientific, Lincoln, NE, EE. UU.). El sensor Crop CircleTM también está activo y funciona bajo los mismos principios que el del sensor GreenSeekerTM. Sin embargo, el sensor Crop CircleTM genera luz con una longitud de onda de 590 nm en la banda VIS y 880 nm en la banda NIR. La luz visible producida por este sensor (590 nm) (Holland y Schepers, 2010).; c) Camara multiespectral (Micasense Red-Edge) montada en UAV: Los vuelos se efectuaron con un solapamiento longitudinal y lateral del 80% entre fotografías y la atura de vuelo fue de 120m para lograr resoluciones espaciales entre 5-6 cm. Se ubicaron y georreferenciaron puntos de control en el terreno que se utilizaron para orto-rectificar el mosaico generado con las fotografías. El UAV fue equipado con una cámara Micasense Red-Edge, la cual tiene 5 canales [Blue= 475 (465-485), Green= 560 (550-570), Red=668 (663-673), RedEdge= 717 (712-722), NIR= 840 (820-860)]. Se calcularon 9 diferentes IV (Tabla 2). Para mayor detalle de los diferentes IV, leer Mulla (2013) y Peralta et al., (2016). Para la predicción de rendimiento en función de los IVs fueron utilizados modelos de regresión simple y múltiples; y para comparar los el efecto de los tratamientos y sus interacciones (N*PP*Hy) sobre los IV, un modelo mixto lineal fue ajustado con correlación espacial utilizando el paquete "nlme" de R studio (R Core team, 2013) para cada IV.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Predicción de rendimiento

Los modelos de regresión que permitieron explicar la mayor variabilidad del rendimiento a través de las diferentes dosis de N y densidad de planta fueron los IV obtenidos con la cámara multiespectral montada en el UAV, explicando entre un 54 a 77% la variación del rendimiento (Tabla 2). El grado de ajuste varió entre estadios fenológicos, incrementándose a media que avanza la estación de crecimiento (Tabla 2). Entre las plataformas portatiles (terrestres) que mejor ajustó para predecir el rendimiento fue Crop Circle (explicando un 66% de la variación del rendimiento) y el Green Seeker solo permitió explicar menos del 35% del rendimiento ($p<0,05$). Los IV que fueron retenidos en los modelos de UAV fueron GDVI, SAVI, OSAVI y GSAVI (índices que utilizan la banda del verde, excepto SAVI) y están fuertemente asociados a los pigmentos de las hojas, contenido de clorofila y son considerablemente más sensibles a la variabilidad de la vegetación cuando la cubierta es elevada (Mulla, 2013; Peralta *et al.*, 2016).

Tabla 2. Modelos de predicción de rendimiento de diferentes sensores y momento fenológico del cultivo de maíz.

SENSOR	MOMENTO	MODELO PREDICTIVO DE RENDIMIENTO	R^2	p valor	SCME	AIC	BIC
GS	V8	GSNDVI*24463-3573	0,34	***	19,83	717	724
GS	V10	GSNDVI*13973+4546	0,12	ns	22,97	741	748
GS	V12	GSNDVI*23175-1599	0,35	***	20,24	721	728
CC	V12	CCNDRE*343+CCNDVI*219-154	0,66	***	14,12	663	679
UAV	V6	DVI*0.46-NGRDI*3482+10766 GDVI*0.53+SAVI*23192	0,54	***	16,88	694	708
UAV	V8	ENDVI*86489+21049*NGRDI+14162 GDVI*0.0019+SAVI*27995380-	0,73	***	12,49	658	665
UAV	V10	OSAVI*27994857-ENDVI*82121049+141	0,67	***	14,32	667	682
UAV	V12	GSAVI*22919+0,32*DVI-ENDVI*44637+9974	0,77	***	12,10	638	650

GS: GreenSeeker; CC: Crop Circle; UAV: Avion no tripulado. Nivel de significancia: * p<0,05; ** p<0,01; * p<0001; NS: no significativo. RMSE: sumatoria del cuadrado medio de error; AIC y BIC: Criterio de información de Akaike bayesiano.

Manejo de Nitrógeno

Se evaluaron y calibraron diferentes Índices de vegetación que permitieron capturar la triple interacción entre N*D*Hy. El Índice Verde que explicó la mayor variación de la interacción entre N*D*Hy fue el GSAVI (Tabla 3). Este IV permite capturar las respuestas a N de los diferentes Hy y D (Figura 2). A mayor D y N, mayores son los valores de GSAVI e inversamente (Figura 2).

Tabla 3. P valor para diferentes comparaciones de los tratamientos y las interacciones con los diferentes IVs.

	NDVI	DVI	GDVI	ENDVI	SAVI	OSAVI	GSAVI	NGRDI	VARI
Densidad (D)	***	****	****	****	****	****	****	****	***
Nitrogeno (N)	****	****	****	****	****	****	****	***	***
Híbrido (Hy)	***	****	****	****	****	****	****	**	**
D * N	**	NS	**	****	**	**	NS	****	****
D * Hy	**	****	**	****	**	**	*	****	****
N * Hy	NS	NS	NS	NS	NS	NS	*	NS	NS
D * N * Hy	NS	NS	*	*	*	*	**	NS	NS
AIC	1008	1015	-103	-124	-134	-138	-285	-43	-24

Nivel de significancia: * p<0,1; ** p<0,05; *** p<0,01; **** p<0001; NS: no significativo

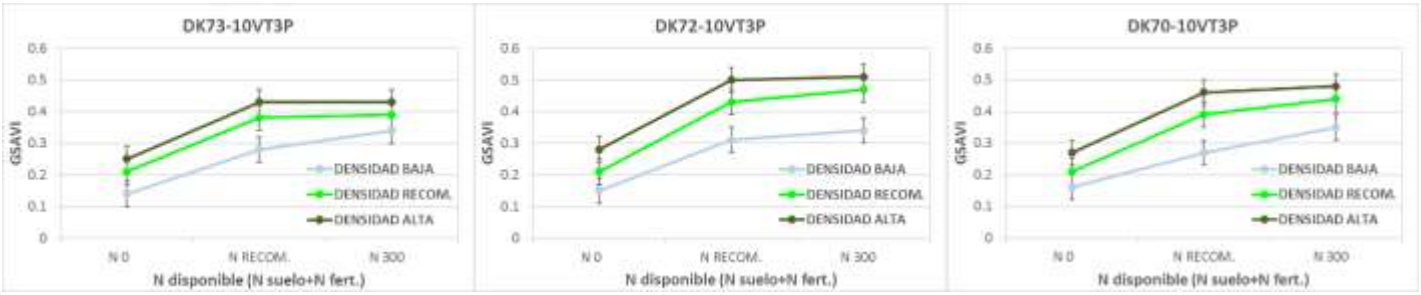


Figura 2. Curvas de respuesta de N para cada Hy en función del Índice de Vegetación GSAVI. Las barras verticales indican el error típico de la media para dosis de N.

CONCLUSIONES

El momento óptimo fenológico para capturar información con herramientas de sensoramiento remoto sería en V12. Pero es necesario mencionar que, se está trabajando para generar un modelo de refertilización de N. Es complejo para el productor, es difícil desde el punto de vista logístico y de maquinarias aplicar en V12-V14. Por ende, en base a los datos presentados anteriormente, la mejor alternativa seria capturar información entre V6-V8, ya que sin bien disminuye el ajuste (31% y 4%, respectivamente), se ganan aproximadamente 14 a 21 días para realizar una aplicación (por ejemplo, en V10). Los IV (en especial GSAVI) permiten capturar el estatus nutricional de N en la estación de crecimiento a través de los diferentes Hy y densidades, lo cual permitiría desarrollar una recomendación de N entre V6-V8 y ajustar la dosis de nitrógeno para sincronizar la oferta-demanda del suelo y cultivo, lo que permitiría incrementar la EUN y disminuir el impacto ambiental, asociado al riesgo de pérdida N del sistema.

BIBLIOGRAFÍA

- Colaço AF & Bramley RGV. 2018. Do crop sensors promote improved nitrogen management in grain crops? Field Crops Res 218: 126–140.
- Holland, KH & Schepers J S. 2010. Derivation of a variable rate nitrogen application model for inseason fertilization of corn. Agron J 102, 1415–1424.
- Inman, D; R Khosla & T Mayfield. 2005. On-the-go active remote sensing for efficient crop nitrogen management. Sensor Review 25: 209-214.
- Mulla, D. 2013. Twenty-five years of remote sensing in precision agriculture: Key advances and remaining knowledge gaps. Biosys Eng114: 358-371.
- Peralta, N; Y Assefa; J. Du; C Barden, & I Ciampitti. 2016. Mid-season high-resolution satellite imagery for forecasting site-specific corn yield. Remote Sens. 8(10): 1–16.
- Core Team, 2013. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Scharf, PC.; DK Shannon; HL Palm; KA Sudduth; ST Drummond; NR Kitchen; LJ Mueller; VC Hubbard & LF Oliveira. 2011. Sensor-based nitrogen applications out-performed producer-chosen rates for corn in on-farm demonstrations. Agron J 103(6):1683-1691.

C3P62. RELACIÓN ENTRE EL ÍNDICE DE SPAD Y NITRÓGENO FOLIAR EN RESPUESTA A DIFERENTES TIPOS DE EFLUENTES PECUARIOS.

Peretti, Rocío M.; Imvinkelried, H.; Ghiberto, Pablo J. e Imhoff, Silvia

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Litoral. Padre Kreder 2805, 3080. Esperanza, Argentina.
rocioperetti@gmail.com

RESUMEN

Los residuos generados por producciones intensivas de animales, aplicados correctamente a campo, podrían ser una alternativa de fertilización para cultivos agrícolas. Maíz y sorgo son cultivos de relevancia en la dieta animal. Es necesario obtener la calidad nutricional que aportan y, por tal motivo se pretende estudiar la relación que existe entre la concentración de nitrógeno foliar y el valor de clorofila obtenido mediante el medidor SPAD para cuantificar in situ el estado de los cultivos durante el ciclo de crecimiento. El experimento se realizó en El Trébol provincia de Santa Fe, Argentina (32°11'50.30"S, 61°42'37.56"O), sobre un Argiudol típico serie los Cardos, de textura franco limosa en el horizonte A y franco arcillo limosa en el Bt, con un diseño de bloque completo al azar con 4 tratamientos y 3 repeticiones. Los tratamientos fueron T0: testigo (sin aplicación), T1: 50%, T2:100% y T3: 200% de los requerimientos del nitrógeno para los cultivos de maíz y sorgo. Las dosis de los efluentes a aplicar se determinaron para cada ensayo en particular teniendo en cuenta el nitrógeno (N) aportado por cada efluente. Se aplicaron cuatro tipos de residuos: 1. líquidos de cerdo mediante riego por aspersión (RC), 2. Líquidos de cerdo (IC) y 3. Semilíquidos de vaca (IV), ambos por un sistema de inyección en el suelo a 15 cm de profundidad y 4. Sólidos de vaca (SV) esparcidos en superficie. IC, RC y SV se aplicaron anteriormente a la siembra del maíz e IV anterior a la siembra del sorgo. Se muestrearon plantas de los tratamientos más contrastantes, T0: sin aplicación vs. T3: mayor dosis de aplicación. Para conocer el estado nutricional del maíz se determinó el contenido de N, muestreando la hoja inferior de la espiga cuando el cultivo presentaba el 50% de plantas en floración (R1) y en sorgo la segunda hoja inferior a la panoja en panojamiento. En dichos estados fonológicos se midió también a campo, a través del SPAD, la trasmitancia de la luz de la hoja a 650 y 940 nm, que es un indicador indirecto del estado nitrogenado del cultivo, ya que mide clorofila, y el contenido de clorofila en la hoja se relaciona positivamente con la concentración de N en hoja (Echeverría et. al., 2014). El análisis foliar resultó en concentraciones superiores de nitrógeno en el T3 con respecto al T0 para los tratamientos IC, RC y SV cultivados con maíz (Test LSD Fisher, α:0.05), no obstante no mostró diferencias significativas en el IV en sorgo forrajero. Los valores obtenidos por el SPAD, siguieron el mismo comportamiento que las concentraciones de N en las hojas, Se encontró una relación lineal entre la concentración de N foliar y el valor obtenido por el SPAD, indicando que a la hora de monitorear el estado nutricional de un cultivo a campo, podría ser una herramienta de medición confiable.

Palabras clave: Nutrición, Clorofila, Sustentabilidad.

C3P63. APORTE DE NUTRIENTES MEDIANTE EFLUENTES LÍQUIDOS DE CERDO, RENDIMIENTO Y ESTADO NUTRICIONAL EN MAÍZ

Peretti, Rocío M.; Rivero, Gustavo; Nicollier, Juan; Zuber, Selene y Ghiberto, Pablo J.

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Litoral. Padre Kreder 2805, 3080. Esperanza, Argentina. rocioperetti@gmail.com

RESUMEN

La producción intensiva de cerdos genera gran cantidad de purines que son potencialmente perjudiciales para el ambiente, pero que, aplicados al suelo correctamente, pueden mejorar su fertilidad y favorecer el crecimiento de cultivos. En este trabajo se analiza el efecto de la aplicación de efluente líquido de cerdos (ELC) en el estado nutricional y la producción de maíz. El experimento se realizó en El Trébol provincia de Santa Fe, Argentina (32°11'50.30"S, 61°42'37.56"O), sobre un Argiudol típico serie los Cardos, de textura franco limosa en el horizonte A y franco arcillo limosa en el Bt. Los tratamientos fueron T0: testigo, T1: 57,12, T2: 95,2 y T3: 140 m3/ha de efluentes semilíquidos de cerdo aplicados al suelo utilizando un sistema de inyección a 15 cm de profundidad. Las dosis representan el 0, 50%, 100% y 200% de los requerimientos de nitrógeno para el cultivo de maíz que equivalen a una demanda de nitrógeno de 0, 75, 150 y 200 Kg/ ha N, respectivamente. Para conocer el estado nutricional del maíz se determinó el contenido de N, P, Ca, y K de la hoja inferior de la espiga cuando el cultivo presentaba el 50% de plantas en panojamiento. En este trabajo se comparan, la concentración de nutrientes en hojas y rendimiento T0 y T3. El maíz tratado con efluente produjo 14.849,35 KgMs/ha de grano y fue significativamente superior al testigo (11.825,42 KgMs/ha). La concentración de N, P y K en la hoja del cultivo tratado con efluentes fue de 24,8, 4,29 y 16,61 g/Kg respectivamente siendo 53, 39 y 25 % mayor que en T0. En cambio, la concentración de Ca y Mg en hojas fue igual en T0 y T3. El ELC como alternativa de fertilización resultó una práctica favorable a la nutrición y producción del maíz.

Palabras claves: fertilidad, contaminación, sustentabilidad

INTRODUCCIÓN

En sistemas de producción intensiva de cerdos, la agricultura, cumple un rol fundamental para abastecer la demanda de alimentos de los animales ya que la intensificación, implica en esencia la concentración de animales por unidad de superficie y el aumento de insumos (Upton, 1997).

La concentración de animales genera distintos tipos de residuos (excreta, orina, restos de alimentos) que junto con el agua de lavado de las instalaciones, productos, generan distintos tipos de efluentes. Según (James *et al.*, 2006), el contenido de sólidos totales menores al 10 % caracteriza a los efluentes líquidos, entre el 10% y el 20% a los semisólidos y del 20% al 30% sólidos. La producción de cerdo en particular genera principalmente residuos líquidos con bajo contenido de sólidos totales. Esos residuos contienen nutrientes esenciales para las plantas, cómo el nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K) y azufre (S), que cuando son aplicados a la tierra, mejoran la fertilidad del suelo y generalmente con la reutilización de los mismos, incrementan la eficiencia de los sistemas productivos (Goss *et al.*, 2013; Maillard & Angers, 2014). Es por eso, que se tiene en cuenta como alternativa de solución aplicar los efluentes a lotes agrícolas con el objetivo de devolver los nutrientes al suelo y mejorar la calidad nutricional del cultivo, aumentando la concentración de los nutrientes esenciales en la planta y la productividad.

El aumento de insumos que demanda la intensificación de los sistemas productivos implica generar más alimentos con destinos a la alimentación de los animales. En este sentido el maíz es uno de los cultivos más producidos para abastecer las necesidades del rodeo. Por su alta productividad, excelente palatabilidad y alto contenido nutricional, el maíz ha reemplazado a otros cereales en la alimentación animal (Echeverría & García, 2014). Para obtener elevadas producciones es sumamente necesario contar, entre otros factores, con una adecuada nutrición vegetal. Esto implica aplicar al suelo no sólo lo que éste necesita, sino también tener en cuenta los requerimientos de cada cultivo, para así poder mejorar la calidad del alimento producido sin afectar la fertilidad del suelo en un futuro cercano.

Considerando que a los purines generados en sistemas intensivos de cría de cerdos se les puede dar valor agrícola utilizándolos como reemplazo de fertilizantes en cultivos de alto valor nutricional como el maíz, disminuyendo así problemas de contaminación, el trabajo propone estudiar el efecto de la aplicación de efluentes líquidos de cerdos (ELC) en el estado nutricional y la producción de maíz en un Argiudol típico serie Los Cardos en la Provincia de Santa Fe (Argentina).

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se realizó en El Trébol provincia de Santa Fe, Argentina (32°11'50.30"S, 61°42'37.56"O) en un establecimiento con producción intensiva de cerdos. El experimento consistió en la evaluación de la influencia de la aplicación de efluente líquido de cerdos al suelo en la producción y nutrición mineral del cultivo de maíz. El suelo donde se realizó es un Argiudol típico serie los Cardos, de textura franco limosa en el horizonte A y franco arcillo limosa en el Bt. La Tabla 1 presenta las propiedades químicas del suelo antes de aplicar el efluente líquido de cerdos

Tabla 1. Propiedades químicas del suelo de 0 a 20 cm de profundidad

pH	CE_e	MO	N_t	P	Ca^2+	Mg^2+	Na+	K+	CIC
--	dS/cm	%	%	mg/kg	---	cmol/kg		---	
5,78	0,11	2,9	0,16	67,1	10,9	1,4	0,4	1,3	13,9

pH reacción del suelo relación 1:2.5); CEe: conductividad eléctrica del extracto de saturación; MO: carbono orgánico convertido en materia orgánica usando el factor 1,724 por el método Walkley-Black 1.724; Nt: nitrógeno total determinado por método Kjeldahl; P: fósforo extraíble determinado por colorimetría; Na+ y K+ sodio y potasio por fotometría de llama; Ca2+ y Mg2+ calcio y magnesio intercambiables determinados por complejometría; CIC: capacidad de intercambio catiónico extracción con acetato de amonio a pH = 7.

Se utilizó un diseño al azar de tres bloques con cuatro tratamientos y tres repeticiones. Las parcelas del ensayo presentaban una dimensión de 100 m de longitud y 4,5 m de ancho. Los tratamientos distribuidos al azar fueron T0: testigo (sin aplicación), T1: 57,12, T2: 95,2 y T3: 140 m3/ha de efluentes semilíquidos de cerdo los cuáles representaban el 0, 50%, 100% y 200% de los requerimientos de nitrógeno para el cultivo de maíz, respectivamente. La aplicación del ELC se realizó 21 días antes de la siembra del maíz mediante un sistema de inyección a 15 cm de profundidad del suelo. El maíz, híbrido DK 7310 Vt Triple Pro, se sembró el día 29/09/16. Las propiedades químicas del suelo previo a la aplicación y del efluente líquido de cerdo se detallan en la Tabla 2.

Tabla 2. Propiedades químicas del efluente líquido de cerdo

pH	CEe	Nt	NOrg	N-NH4+	N-NO3-	Ptotal	Ca^2+	Mg^2+	Na+	K+	S-SO4-	Sólidos totales
								mg /kg				
--	dS/cm	%	%	%	%							
7.9	22.7	0.305	0,0027	0.302	<1	252	400	150	3500	1000	1015	13758

Para la determinación de la nutrición foliar del maíz se realizó el muestro cuando el cultivo presentaba el 50% de plantas en panojamiento tomando la hoja inferior de la espiga de 15 plantas por parcela (Da silva, 2009). Las muestras se secaron a 60ºC hasta llegar a peso constante, luego se trituraron en molino tipo Wiley y pasaron por un tamiz de 1 mm (20 mesh) para lograr la homogeneidad de las muestras. Para determinar rendimiento se muestrearon 3 m2 de espigas por parcela y se secaron a estufa a 105ºC, luego se calculó número y peso de granos para cuantificar el rendimiento por hectárea.

Técnicas empleadas para la determinar la concentración de los distintos nutrientes en la planta: 1) Nitrógeno: Digestión húmeda con H2SO4 98%, H2O2 30% y mezcla de sales K2SO4 + CuSO4 (10:1), y Determinación por destilación Kjeldahl y titulación con HCl 0,01N, (Da silva, 2009); 2) Fósforo: Digestión seca en mufla a 500ºC (Kalra, 1998) y determinación con el método amarillo del heptamolibdato-amonio vanadato (Da silva, 2009); 3) Ca, Mg, K: Digestión húmeda con HNO3 y H202 (Pequerul *et al.*, 1993) y determinación a través de los aparatos espectrofotómetro de llama y absorción atómica del K, y Ca y Mg, respectivamente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante el ciclo del cultivo las precipitaciones acumuladas fueron de 747 mm. Según (Echeverría & García, 2014) el maíz es un cultivo con elevado requerimiento de agua, alrededor de 600 mm y alta sensibilidad al estrés hídrico, se adapta bien a ambientes con precipitaciones durante el ciclo superiores a 250 mm. Dicho esto se considera que las precipitaciones acumuladas durante el ciclo del maíz predisponen un ambiente favorable para la nutrición y producción del cultivo.

Se puede observar que la inyección de los ELC produjo un mayor rendimiento en el T3 igual a 14.849,4 KgMs/ha con respecto al testigo con 11.825,4 KgMs/ha, con diferencias significativas según test de Tukey con un nivel de α: 0.10.

La Figura 1 muestra que la aplicación de ELC modificó la composición nutricional de las hojas. La concentración de nitrógeno en los T3 igual a 24,8 g/Kg fue un 52.8% más elevado que el valor encontrado en los testigos. La concentración de P y K de las parcelas tratadas con efluentes también mostraron diferencias significativas con respecto al testigo, a un nivel de confianza de α=0.05, test de Tukey. No ocurrió lo mismo con los macronutrientes calcio y magnesio, los cuales se mantuvieron en niveles semejantes en tratamientos tratados y no tratados con efluentes. En un estudio en Alemania, (Federolf *et al.*, 2017)encontraron que el sistema de inyección de efluentes de cerdos obtuvo un 17% más de rendimiento y que la concentración de nitrógeno en planta de los tratados con efluente superaban los valores obtenidos en el tratamiento testigo si aplicación de efluentes.

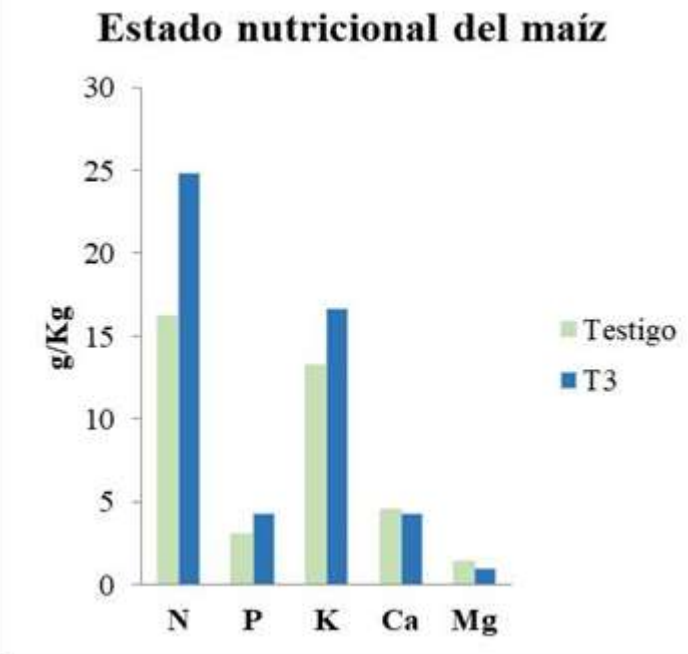


Figura 1. Concentración de nutrientes en hoja N: nitrógeno, P: fósforo, K: potasio, Ca: calcio, y Mg: magnesio (g/Kg)

Teniendo en cuenta los aportes de nutrientes por medio del efluente se puede decir que la exportación por parte de los granos fue mayor en las parcelas con aplicación de efluentes. Manifestando así respuesta al agregado de nutrientes tanto en N, P y K, representando un 90%, 77% y 56% más de absorción en grano respectivamente. En contrapartida el Ca y Mg no manifestaron respuesta en la absorción del nutriente por parte del grano con respecto al aporte por medio del efluente. Esto puede deberse a la baja movilidad de dichos elementos dentro de la planta (Azcón-Bieto & Talón, 2008).

Según (Andrade *et. al*., 1996) los requerimientos para un cultivo de 9 t/ha se requieren 27 kg/ha de Ca y Mg, y el maíz en grano exporta 2 y 8 Kg/ha de Ca y Mg respectivamente. Como se ve en la tabla 2. La dosis de efluente aplicada aportó 56 y 21 Kg/ha de Ca y Mg respectivamente y el grano exportó 3 y 8 kg de Ca y Mg respectivamente (Tabla 4). No encontrando diferencias en la entre la exportación de Ca y Mg del testigo con el tratado. Evidenciando una vez más, que el Ca y el Mg aplicado deben estar en altas concentraciones en la solución del suelo, ya que compiten con otros cationes como el Na^+, H^+, K^+, $NH4^+$ y $Al3^+$, para poder ser absorbidos por la planta. El Ca se mueve por espacios libres y apoplasto, regulado por la corriente transpiratoria y presión radical (Azcón-Bieto & Talón, 2008), lo que dificulta aún más la concentración elevada de Ca en la planta, en contraste el Mg es muy móvil

por floema y puede ser traslocado más fácilmente (Azcón-Bieto & Talón, 2008) pudiendo encontrarse mayores concentraciones en planta con respecto al C.

Tabla 3. Nutrientes aportados por el efluente y el suelo en Kg/ha

Efluente	N	P	K	Ca	Mg
T1	172	14	57	23	9
T2	286	24	95	38	14
T3	421	35	140	56	21
Suelo	4096	172	2560	1024	378

Tabla 4. Exportación de nutrientes en grano (Kg/ha)

N	P	K	Ca	Mg
117	27	30	3	9
225	48	47	3	8

CONCLUSIONES

En las condiciones ambientales del presente experimento, se concluye que la producción de maíz tuvo una respuesta positiva al agregado de efluente líquido de cerdos. La absorción de los macronutrientes N, P y K se vio favorecida y no se registraron antagonismos en la absorción de Ca Mg y K, mejorando de esta manera la calidad del cultivo como alimento para los animales. Estos resultados reafirman la idea que las dosis de efluentes a aplicar deben ser estimadas en relación a la demanda del cultivo, lo cual evitará problemas de contaminación contribuyéndose de esta manera a un manejo sustentable de los recursos.

BIBLIOGRAFIA

- Andrade F.H., Cirilo A.G., Uhart S.A., & Otegui M.E. 1996. Ecofisiología del cultivo de maíz. Dekalb Press. Buenos Aires, Argentina. 292.
- Azcón-Bieto, J. & Talón, M. 2008. Fundamentos de fisiología vegetal (Universitat de Barcelona, Ed.). 2da ed. McGraw-Hill Interamericana, Barcelona, España. 651.
- Echeverría, H.E. & García, F.O. 2014. Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos (INTA, Ed.). 2nd ed. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Buenos Aires, Argentina. 904.
- Federolf, C.P., Westerschulte, M., Olfs, H.W., Broll, G. & Trautz, D. 2017. Nitrogen dynamics following slurry injection in maize: crop development. Nutrient Cycling in Agroecosystems, **107**, 19–31.
- Goss, M.J., Tubeileh, A. & Goorahoo, D. 2013. A Review of the Use of Organic Amendments and the Risk to Human Health. Advances in Agronomy, **120**, 275–379.
- James, R., Eastridge, M.L., Brown, L.C., Elder, K.H., Foster, S.S., Hoorman, J.J., Joyce, M.J., Keener, H.M., Mancl, K., Monnin, M.J., Rausch, J.N., Smith, J.M., Tuovinen, O., Watson, M.E., Wicks, M.H., Widman, N. & Zhao, L. 2006. Ohio Livestock Manure Management Guide. The Ohio State University Extension, **604**, 126.
- Kalra, P.Y. 1998. Handbook of Reference Methods for Plant Analysis. CRC Press Taylor & Francis Group, Boca Raton, Estados Unidos. 1710.
- Maillard, É. & Angers, D.A. 2014. Animal manure application and soil organic carbon stocks: A meta-analysis. Global Change Biology, **20**, 666–679.
- Pequerul, A., Pérez, C., Madero, P., Val, J. & Monge, E. 1993. A rapid wet digestion method for plant analysis. Optimization of Plant Nutrition, pp. 3–6.
- Da silva, F.C. 2009. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes 2ª edição revista e ampliada. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 627.
- Upton, M. 1997**.** Intensification or extensification: which has the lowest environmental burden WAR/RMZ. Nº 88. FAO. Roma, Italia.

C3P64. LAS RESPUESTAS DE MAIZ Y SOJA A LA FERTILIZACION CON FOSFORO VARIAN SEGÚN CONDICION PRODUCTIVA SITIO-ESPECIFICA

Pérez, Gonzalo y Díaz-Zorita, Martín

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Agencia de Extensión Rural Bolívar. Olascoaga 70, CP (6550)-Bolívar, Buenos Aires, Argentina. perez.gonzalo@inta.gob.ar

RESUMEN

Si bien se reconoce que la respuesta de los cultivos a la fertilización con fósforo (P) varía según niveles extractables de este nutriente y en interacción con otras propiedades de suelo, de cultivo y de manejo, la información para la delimitación de zonas de manejo uniforme para su eficiente uso es escasa. Los objetivos de este estudio fueron relacionar la respuesta a la fertilización con P, para cultivos de maíz y de soja, bajo condiciones contrastantes de productividad (zonas de manejo) y de decisiones de manejo (fechas de siembra), con diferentes propiedades de suelo, de paisaje y de productividad potencial. Se condujeron 6 estudios, en dos establecimientos del centro de la provincia de Buenos Aires (Argentina). Se delimitaron zonas de manejo de alta (AP) y baja (BP) productividad. Se instalaron dos tratamientos de fertilización con fósforo: control sin aplicación de fósforo (P_0) y fertilizado (P_1). Se realizaron muestras compuestas individuales para cada repetición y se determinó el porcentaje de MO, la conductividad eléctrica (CE), y el contenido de arena. Se realizaron regresiones lineales para cada cultivo de rendimiento fertilizado y sin fertilizar en función del índice ambiental (IA). Se obtuvieron relaciones positivas entre MO, CE y negativas con arena para los cultivos de maíz y positivas con CE y pH para los cultivos de soja, con la respuesta a P. En el cultivo de maíz, con el aumento del índice ambiental aumenta de manera más que proporcional el rendimiento de los tratamientos fertilizados, con respecto a los sin fertilizar, a partir de un rendimiento de 5291 kg ha^{-1}, mientras que para soja, a partir de un rendimiento de 2770 kg ha^{-1}. Se puede plantear un modelo de recomendación de fertilización sitio específico a partir de los niveles críticos de P y de la productividad potencial de cada zona de manejo.

Palabras clave: Zonas de manejo, propiedades de suelo, fechas de siembra

INTRODUCCIÓN

El manejo de nutrientes sitio-específico es una tecnología que se sustenta en la capacidad de reconocer la heterogeneidad de productividad de los cultivos y de niveles de nutrientes dentro del lote de producción y adecua el uso de insumos para cada unidad de manejo reconocida (Khosla *et al*., 2002).

En la subregión pampa arenosa, los niveles medios de fósforo extractable, determinados por la metodología de Bray y Kurtz 1, sugieren condiciones de limitación para la normal producción de soja y maíz (Cruzate & Casas, 2012). La mayor parte del fósforo (P) que absorben los cultivos se concentra en los granos y por lo tanto es exportado con las cosechas siendo la extracción continua sin reposición una de las formas directas de pérdida de fertilidad de los suelos (Cordell *et al.*, 2009). Esto ocasiona que, a escala de lote existan diferencias marcadas de niveles de P ocasionados por diferencias en productividad de los cultivos, y por lo tanto en la extracción de nutrientes. La respuesta a la fertilización fosforada en la subregión pampa arenosa ha sido descripta por varios autores (Ferrari *et al*, 2000; Prystupa *et al* 2004; Barraco *et al*, 2014). La misma depende del nivel de Pe en suelo, pero también es afectada por factores físicos y químicos del suelo, del cultivo y de manejo del fertilizante (García, 1999).

Si bien se reconoce que la respuesta de los cultivos a la fertilización con fósforo varía según niveles extractables de este nutriente, la interacción con otras propiedades de suelo y de cultivo a nivel sitio específico puede contribuir a mejorar la recomendación sitio específica para la fertilización con este nutriente.

El objetivo de este estudio fueron relacionar la respuesta a la fertilización con fósforo (P), para cultivos de maíz y de soja, bajo condiciones contrastantes de productividad (zonas de manejo) y de decisiones de manejo (fechas de siembra), con diferentes propiedades de suelo, de paisaje y de productividad potencial.

MATERIALES Y MÉTODOS

En las campañas 2013/14 y 2014/15, se condujeron 6 estudios, 4 durante la campaña 2013-2014 y 2 durante la 2014-2015 en dos establecimientos del centro de la provincia de Buenos Aires (Argentina): "Don Domingo y Doña María Barnetche" (Bar) (36° 08' 46" S, 61° 04' 26" O) y "Los Tambos" (LT) (36° 07' 52" S, 61° 30' 12" O) bajo prácticas

agrícolas en siembra directa representativas de sistemas agrícolas de la subregión pampa arenosa. El manejo de los cultivos de soja y maíz se detallan en la Tabla 1.

Tabla 1: Descripción del manejo de cultivos de maíz y de soja en 6 sitios de producción representativos de subregión pampa arenosa. LT = "Los Tambos"; Bar = "Barnetche".

Sitio	Lote	Cultivo	Fecha de siembra	Distancia entre surcos (m)	Densidad (semillas ha^{-1})	Genotipo	Antecesor
A	LT 13/14	Maíz temprano	05-oct	0,52	78.000	P2069YR	Soja
		Maíz tardío	23-nov	0,52	78.000	P2069YR	Soja
B	Bar 13/14	Maíz temprano	01-oct	0,70	78.000	P2069YR	Soja
		Maíz tardío	29-nov	0,70	78.000	P2069YR	Soja
C	LT 14/15	Maíz temprano	10-oct	0,52	78.000	P2069YR	Soja
		Maíz tardío	27-nov	0,52	78.000	P2069YR	Soja
D	LT 13/14	Soja temprana	15-nov	0,42	290.000	DM 3810	Maíz
		Soja tardía	10-dic	0,42	290.000	DM 3810	Maíz
E	Bar 13/14	Soja temprana	07-nov	0,42	290.000	DM 3810	Maíz
		Soja tardía	04-dic	0,42	290.000	DM 3810	Maíz
F	Bar 14/15	Soja temprana	10-nov	0,42	290.000	DM 3810	Maíz
		Soja tardía	08-dic	0,42	290.000	DM 3810	Maíz

Los suelos fueron clasificados en Hapludoles énticos y Hapludoles típicos entre posiciones elevadas a deprimidas en el relieve. En cada sitio se delimitaron zonas de manejo de alta (AP) y baja (BP) productividad mediante fotointerpretación de imágenes satelitales de cobertura de cultivos en campañas anteriores a las del estudio y aplicando análisis de agrupamiento de índice verde normalizado (NDVI) de los datos de las imágenes satelitales.

En franjas de 10 m de ancho por 100 m de largo y con 3 repeticiones para cada fecha de siembra, se instalaron dos tratamientos de fertilización con fósforo: (i) control sin aplicación de fósforo (P_0) y (ii) fertilizado (P_1) con superfosfato triple (0-20-0) a razón de 100 kg ha^{-1} aplicado en el momento de la siembra sobre la superficie ("al voleo"). La caracterización edáfica de los sitios experimentales se realizó a partir de muestras compuestas por 25 submuestras tomadas, antes de la siembra de cada cultivo, en la capa de 0 a 20 cm de profundidad, e individuales para cada repetición. En las muestras de los suelos se determinó el porcentaje de MO a partir de la determinación carbono orgánico total (COT) según la siguiente ecuación:

$$MO\ (\%) = COT\ (g\ kg^{-1}) \times 1{,}724^{-1} \times 100 \quad \text{Ec. 1}$$

Fósforo extractable, el pH en agua por potenciometría 1,0:2,5, conductividad eléctrica del extracto de saturación en relación suelo: agua 1:2,5 por el método conductimétrico y el contenido de arena. Se calculó el Índice de Materia orgánica (IMO) en la capa de los primeros 0,2 m de suelo:

$$IMO = (MO)\ (Limo+Arcilla)^{-1}\ (100)\ ec \quad \text{Ec. 2,}$$

donde IMO es el índice de materia orgánica, MO es el contenido de materia orgánica, Limo es el contenido de limo, y Arcilla es el contenido de arcilla. Todas estas variables expresadas en porcentaje.

En estadios de madurez fisiológica de maíz y de soja se realizó la cosecha manual de los cultivos sobre una superficie de 3 m^2 y con 3 submuestras separadas de forma equidistante cada 30 m aproximadamente dentro de cada franja que luego fueron promediadas. Los rendimientos en grano de cada muestra fueron corregidos a contenidos uniformes de 14,5% de humedad. Se calculó la respuesta relativa a la fertilización con P:

$$\text{Respuesta Relativa}\ (\%) = (\text{Respuesta}\ (kg\ ha^{-1}))\ ((P_0)\ (kg\ ha^{-1}))^{-1}\ (100)\ ec \quad \text{Ec. 3,}$$

siendo la respuesta la diferencia entre (P_1) y (P_0) para cada tratamiento.

Se calculó un índice ambiental (IA) para cada fecha de siembra, zona de manejo, cultivo y lote como el promedio de rendimiento de los tratamientos fertilizados con fósforo y sin fertilizar, y se lo relativizó a partir del máximo para cada cultivo. Se realizaron regresiones lineales para cada cultivo de rendimiento fertilizado y sin fertilizar en función del IA, y se compararon las pendientes con la recta 1:1 mediante pruebas de t. Para los análisis estadísticos se utilizó el programa Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A partir de los resultados obtenidos, se obtuvieron relaciones entre las propiedades de suelo y de productividad con la respuesta al agregado de P. Para los cultivos de maíz, la respuesta al agregado de P en función de los contenidos de MO, presentaron una relación de tipo logarítmica positiva (R^2= 0,29). A partir de valores por encima de 2,52 %, las respuestas comienzan a ser positivas. Para los cultivos de soja, no se encontró una relación estadísticamente significativa. La respuesta al agregado de P en función de la CE, presentó una relación lineal para ambos cultivos: en maíz (R^2= 0,24, p< 0,002) mostrando respuestas positivas a partir del valor de CE de 0,203 dS m^{-1}, mientras que en soja (R^2= 0,14, p< 0,023) mostrando respuestas positivas a partir del valor de CE de 0,163 dS m^{-1}. Para ambos cultivos evaluados, los mayores valores de CE y MO coinciden con las zonas de manejo de AP. Las mismas están asociadas a partículas de suelo más finas, y a posiciones bajas del relieve, mejorando la capacidad de retención de agua de los suelos. Esto incrementa el contenido de MO, como consecuencia del mayor aporte de residuos que reciben (Parton *et al.*, 1993). A su vez, los contenidos de MO, se asocian a partículas de suelo más finas, debido al efecto protector de las mismas (Quiroga *et al.*, 1996).

Para el cultivo de maíz, la respuesta al agregado de P en función de los contenidos de arena, mostro un ajuste lineal negativo (R^2= 0,14, p< 0,001), disminuyendo la respuesta, a medida que aumentan los contenidos de arena, siendo positiva hasta el 58 %. Las respuestas a su vez se obtuvieron en las zonas de manejo de alta productividad. No se observó correlación entre la respuesta al agregado de P y el porcentaje de arena para soja. Las zonas de manejo de AP, presentaron un menor contenido de arena. Esto hace que tengan la capacidad para almacenar mayor cantidad de agua útil, pudiendo estar disponible para el cultivo en diferentes momentos, mientras que las zonas de manejo de BP, la capacidad de almacenar el agua es baja, dependiendo la necesidad hídrica de las lluvias en los momentos críticos del cultivo. Esto pudo afectar al más al cultivo de maíz que al de soja, debido a que el crecimiento del maíz depende directamente de las precipitaciones en el período próximo a la floración (Andrade *et al.*, 1996). La respuesta al agregado de P en función del IMO no mostró correlación con ninguno de los cultivos.

Se observó una relación lineal positiva entre la respuesta al agregado de P y el pH en el cultivo de soja (R^2= 0,11, p< 0,001), mostrando esta valores de respuesta positivos a partir de 5,37. No se observó relación entre la respuesta al agregado de P y el pH en el cultivo de maíz. La relación entre el pH y la productividad del cultivo de soja, ha sido descripta por otros autores. La acidificación no sólo acarrea deficiencias de nutrientes básicos, sino que también produce perjuicios como la reducción de la disponibilidad de P y MO, la actividad de microorganismos responsables de la nitrificación y fijación simbiótica de N, y hasta toxicidad de Al, en situaciones donde el pH es menor a 5,5 (Vázquez *et al.*, 2010). En un estudio realizado en suelos de la provincia de Buenos Aires y Santa Fe, el agregado de enmiendas básicas en suelos de moderada a fuerte acidez actual ubicados en, aplicadas entre 15 días y 1 año previo a los cultivos, produjo incrementos de rendimiento de soja que oscilaron entre 209 y 1264 kg ha^{-1}. (Vázquez *et al.*, 2012).

La respuesta al agregado de P en función del IA, mostro una correlación positiva para ambos cultivos, ajustándose a una función lineal. En el cultivo de maíz (R^2= 0,37, p< 0,0001), la respuesta se vuelve positiva con un valor de 55,5 % de IA, mientras que para soja la respuesta se vuelve positiva con un valor de 40,6 % de IA. (Figura 1).

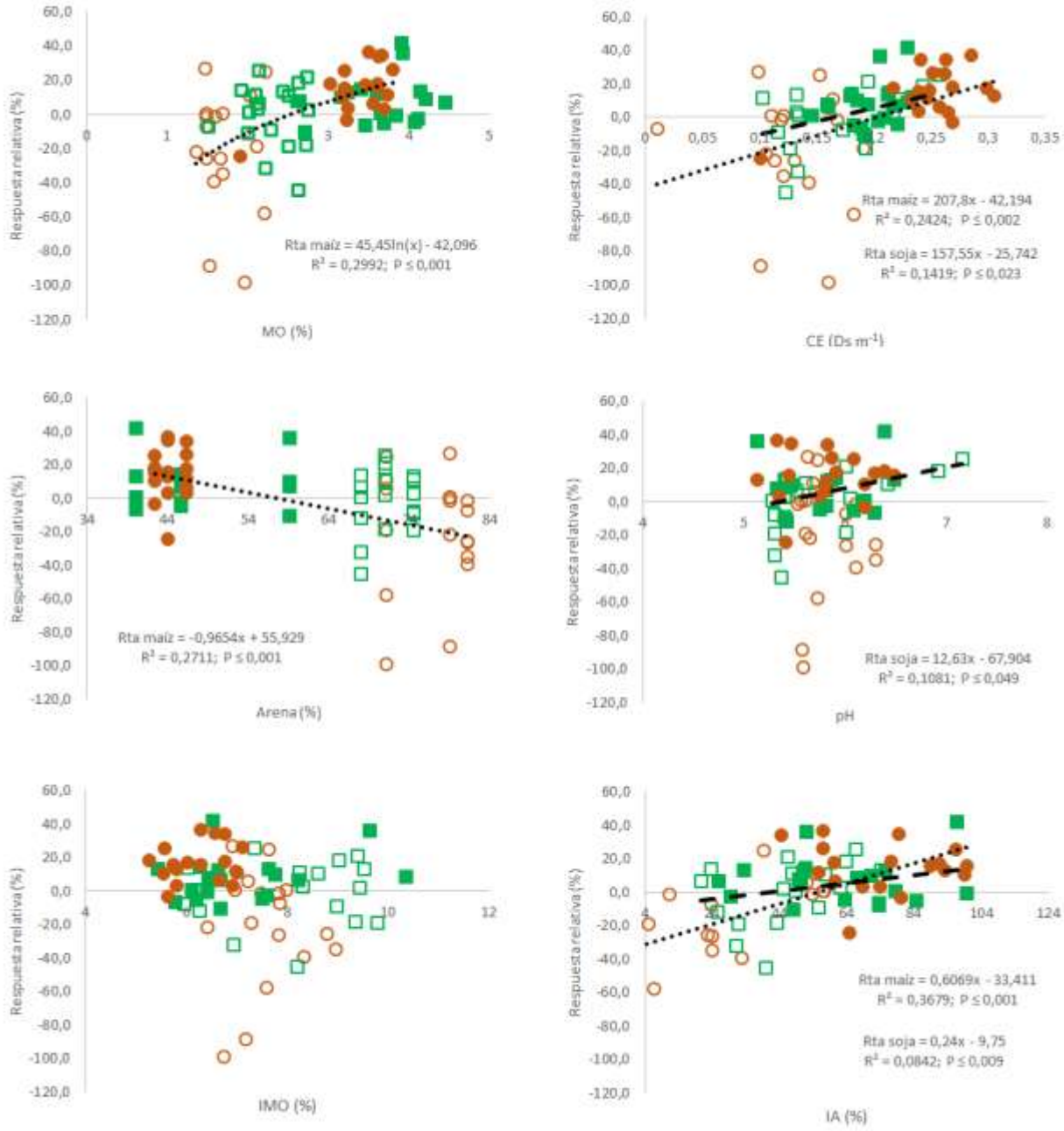


Figura 1. Relación entre la respuesta relativa al fertilizar con fósforo en lotes de maíz y de soja en 62 sitios de la subregión pampa arenosa según materia orgánica (MO), conductividad eléctrica (CE), arena, pH, índice de materia orgánica (IMO), e índice ambiental (IA) . Círculos llenos= maíz alta productividad, círculos vacíos= maíz baja productividad, cuadrados llenos = soja alta productividad, cuadrados vacíos = soja baja productividad.

En el cultivo de maíz, con el aumento del índice ambiental aumenta de manera más que proporcional el rendimiento de los tratamientos fertilizados, con respecto a los sin fertilizar ($p < 0,0001$), a partir de un rendimiento de 5291 kg ha^{-1}. Esto indica que la respuesta a la fertilización con fosforo en el cultivo de maíz aumenta a medida que el potencial del sitio es mayor (Figura 3 A). Al igual que para maíz, para el cultivo de soja, el aumento de rendimiento de los tratamientos fertilizados, aumenta en mayor medida que los tratamientos sin fertilizar a mayor IA ($p < 0,05$), a partir de un rendimiento de 2770 kg ha^{-1} (Figura 3 B).

Si bien en este estudio, existe una relación negativa entre el IA y el contenido de Pe en suelo, existen varios sitios donde el índice ambiental es alto y los contenidos de Pe en suelo también lo son; y puntos donde el índice ambiental y el contenido de Pe en suelo es bajo. Resultado similares fueron reportados por Ross y Elgart (2014), en el sudoeste de

Buenos Aires, para experimentos realizados en el cultivo de trigo, encontraron mayores respuestas al agregado de P, cuando el índice de productividad del cultivo aumentaba, en este caso limitado a partir de la profundidad de la tosca, y los contenidos de MO. Sin embargo, Gutiérrez-Boem & Thomas, (1999), en Princeton, Kentucky, EUA, en experimentos a campo encontraron que la mayoría de los efectos entre el agregado de fósforo y el estrés hídrico en el crecimiento del cultivo de soja fueron aditivos, por lo que, en general, los efectos del estrés hídrico fueron similares en cada nivel de P. Gutiérrez-Boem & Thomas, (2001), en experimentos en macetas encontraron que las reducciones relativas debidas al estrés hídrico fueron similares en cada nivel de P para el área foliar individual, el área foliar de la planta completa, la biomasa aérea, la conductancia estomática y la transpiración. En estos experimentos se mantuvo un nivel constante de estrés hídrico durante el desarrollo del cultivo, generando menor crecimiento en los tratamientos sin riego, mientras que en los experimentos realizados en este trabajo, los mayores estreses ocurren alrededor del período crítico, ya que en etapas anteriores a este, los tratamientos con fertilización fosforada mostraron mayor crecimiento, siendo luego perjudicial para el rendimiento del cultivo.

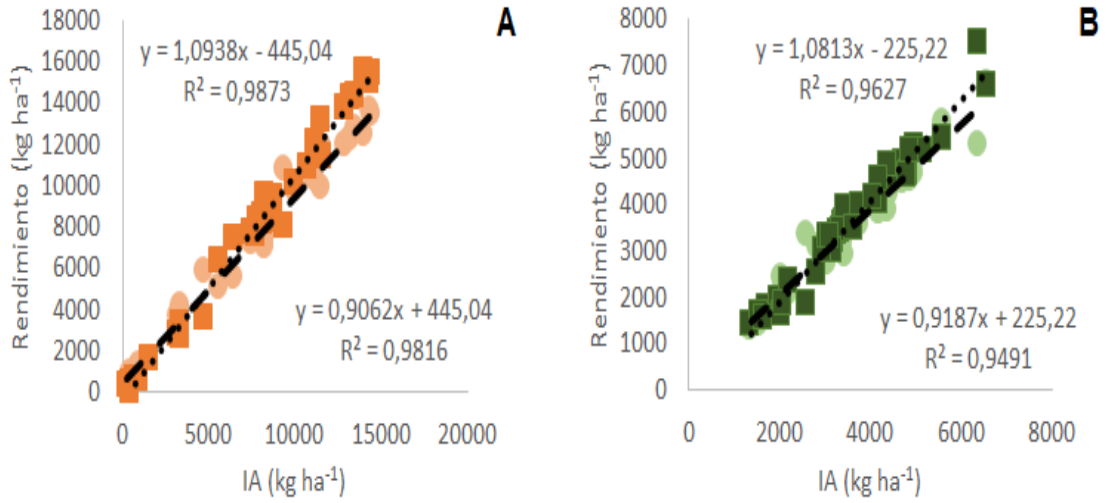


Figura 3. Rendimientos de tratamientos de fertilización con fósforo (círculos oscuros) y sin fertilizar (círculos claros) según la productividad o índice ambiental para los cultivos de maíz (A) y soja (B).

CONCLUSIONES

Para los cultivos de maíz, la respuesta al agregado de P, bajo condiciones contrastantes de manejo se relacionó con los contenidos de MO y Arena y con los valores de CE. Mientras que para soja, se encontraron relaciones con los valores de CE y pH. La respuesta a la fertilización con fosforo en los cultivos de maíz aumenta a medida que el potencial del sitio es mayor a partir de un rendimiento de 5,291 kg ha^{-1}. Para el cultivo de soja, el aumento de rendimiento de los tratamientos fertilizados, aumenta en mayor medida que los tratamientos sin fertilizar a mayor IA ($p < 0,05$), a partir de un rendimiento de 2770 kg ha^{-1}. A partir de estos resultados se puede plantear un modelo de recomendación de fertilización sitio específico a partir de los niveles críticos de P y de la productividad potencial de cada zona de manejo del lote.

AGRADECIMIENTOS

Al establecimiento “Los Tambos”, por ceder sus instalaciones para la instalación de los experimentos.
A ASP Bolívar, por la provisión de fertilizante para los experimentos.

BIBLIOGRAFÍA

- Andrade F; AG Cirilo; S Uhart & M Otegui. 1996. Ecofisiología del cultivo de maíz. Editorial La Barrosa EEA Balcarce, CERBAS, INTA-FCA, UNMP (Eds.). Dekalb Press. Buenos Aires. P 292.
- Barraco, MR; M Díaz-Zorita; WR Miranda & C Alvarez. 2014. Contribución de la fertilización con nitrógeno, fósforo y azufre a la productividad de maíz en la Pampa Arenosa. Memoria técnica. EEA General Villegas. 2014-2015.
- Cordell, D; JO Drangert & S White. 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. Glob. Environ. Chang. 19: 292-305. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009.
- Cruzate, GA & Casas R. (2012). Extracción y balance de nutrientes en los suelos agrícolas de la Argentina. Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica, 6: 7-14.
- Di Rienzo JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. InfoStat versión 2017. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar.
- Ferrari, M; J Ostojic; L Ventimiglia; H Carta; G Ferraris; S Rillo & F Rimatori. 2000. Fertilización de maíz: Buscando una mayor eficiencia en el manejo de nitrógeno y fósforo. Actas Jornadas de Actualización Técnica para Profesionales "Fertilidad".
- García, FO. 1999. Fósforo y azufre en el cultivo de maíz. Informaciones agronómicas N°3–INPOFOS–PPI–PPIC.
- Gutiérrez-Boem, FH & GW Thomas. 1999. Phosphorus nutrition and water deficits in field-grown soybeans. Plant Soil, 207(1): 87-96.
- Gutiérrez Boem, FH & GW Thomas. 2001. Leaf area development in soybean as affected by phosphorus nutrition and water deficit. J Plant Nutr Soil, 24: 1711-1729.
- Khosla R.; A Hornung; R Reich; D Inman & DG Westfall. 2006. Comparison of site specific management zone: soil-color-based and yield-based. Agron J, 98: 407-415.
- Parton, WJ; MO Scurlock; TG Ojima & TG Gilmanov. 1993. Observations and modeling of biomass anda soil organic matterdynamics for the grassland biome worlwide Global Biochem, Cicles 7: 785-809.
- Prystupa, P; F Salvagiotti; G Ferraris; FH Gutiérrez-Boem; J Elisei & L Couretot. 2004. Efecto de la fertilización con fósforo, azufre y potasio en cultivos de maíz en la pampa ondulada. INPOFOS Informaciones Agronómicas, (23), 1-4.
- Quiroga, AR; DE Buschiazzo & N Peinemann. 1996. Soil organic matter particle size fractions in soils of the semiarid Argentinian pampas. Soil Sci, 161(2), 104-108.
- Ross, F & Elgart L. 2014. Fertilización con fósforo por ambiente en trigo. Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica, 22-25.
- Vázquez, M; A Terminiello; A Casciani; G Millán; D Cánova; P Gelatti P & M García. 2012. Respuesta de la soja (Glicine max. Merr) a enmiendas básicas en suelos de las provincias de Buenos Aires y Santa Fe. Ciencia del suelo, *30*(1), 43-55.
- Vázquez, M. 2010. Calcio y magnesio del suelo. Dinámica en el suelo. Diagnóstico y fertilización. En: Fertilidad del suelo. Diagnóstico y manejo en la Región Pampeana. Ed. Rubio G., Álvarez R., C. Álvarez y R. Lavado. FAUBA. Buenos Aires. Cap. 4: 371-394. 423 p.

C3P65. SUSCEPTIBILIDAD A LA ACIDIFICACIÓN EDÁFICA POR EXTRACCIÓN DE NUTRIENTES BÁSICOS POR LA AGRICULTURA EXTENSIVA BONAERENSE.

Presutti Miriam E.

Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata. Av. 60 y 119. (1900) La Plata. Argentina. presutti@agro.unlp.edu.ar

RESUMEN

El fuerte aumento en la producción de granos en las últimas décadas, en la mayoría de los casos, no fue acompañado con una racional rotación y nutrición de los cultivos, lo que provocó un deterioro del suelo a expensas de consumir anualmente los nutrientes almacenados. Los nutrientes Ca^{+2}, K^{+1} y Mg^{+2}, en ese orden de prioridad, ya han comenzado a ser limitantes en la producción en diferentes zonas del país, debido principalmente al desbalance provocado por la extracción de cosechas. Se analizaron los datos analíticos del horizonte superficial de 217 series de suelos presentes en la provincia, los valores mínimos y máximos obtenidos de los cationes básicos, en mg kg^{-1} de suelo, son de 380 y 6560 para Ca, de 61 a 2077 para Mg y de 97 a 1838 de K. La tasa de extracción de nutrientes es variable de acuerdo al cultivo realizado y al rendimiento alcanzado. La extracción en kg ha^{-1} se incrementó progresivamente a lo largo de las décadas de la mano del incremento en los cultivos mientras que la extracción total (en t) se incrementó exponencialmente a lo largo de las campañas. Los resultados indican que se extrajeron 9,36 millones de t de nutrientes básicos, en las 47 campañas por los cuatro cultivos, siendo el 10% de Ca, 21% de Mg y 69% para el K. Las mayores tasas de extracción de los tres nutrientes se produjeron en los partidos del norte de la provincia, donde se contabilizaron valores de más de 50 kg ha^{-1} de Ca^{+2}, 140 de Mg^{+2} y 440 de K^{+1} en 47 campañas. El cultivo de soja extrajo durante todo el período analizado el 59% del total de los nutrientes básicos extraídos, le sigue el trigo con el 20%, maíz con 13 y girasol con el 8%.

Palabras clave: Huella mineral, degradación, sostenibilidad

INTRODUCCIÓN

La provincia de Buenos Aires con más de 30 millones de hectáreas, destina 10 millones de ha para cultivos agrícolas y la actividad ganadera se desarrolla en el 54% de su superficie (Abbona *et al*, 2016). La intensa actividad agropecuaria en el área templada de Argentina es responsable de la extracción de los principales nutrientes de los suelos más fértiles del país. El fuerte aumento en la producción de granos en las últimas décadas, en la mayoría de los casos, no fue acompañado con una racional rotación y nutrición de los cultivos, lo que provocó un deterioro físico, químico y biológico a expensas de consumir anualmente los nutrientes almacenados en el suelo. Los nutrientes Ca^{+2}, K^{+1} y Mg^{+2}, en ese orden de prioridad, ya han comenzado a ser limitantes en la producción en diferentes zonas del país, debido principalmente al desbalance provocado por la extracción de cosechas (Fontanetto, 2011). Además de la exportación de bases por la producción agropecuaria sin reposición, otras de las causas del proceso de acidificación de los suelos en áreas templadas, son la aplicación de fertilizantes nitrogenados, la acumulación de materia orgánica en superficie por la difusión de la siembra directa; las pérdidas por lixiviación y erosión (Irurtia; 2004). Según Vázquez & Pagani (2015), en el ámbito templado la necesidad de corrección de la acidez se relaciona fundamentalmente con aspectos nutricionales ligados a las bases, Ca^{+2}, Mg^{+2} y K^{+1}, más que con el pH en sí mismo.

Presutti *et al.* (2016), elaboraron mapas de la saturación relativa de los cationes básicos a partir de los datos analíticos consignados en los mapas de suelos disponibles (1:50000) de la provincia de Buenos Aires; encontraron valores que oscilan entre 42 y 85% para Ca^{+2}, indicando que existen amplias zonas con deficiencia de este nutriente; valores entre 7,66 y 42% para Mg^{+2} y de 2,75 y 28% para K^{+1}, que se encuentran en el rango de los valores de suficiencia para ambos nutrientes. Se puede establecer como nivel adecuado cuando el porcentaje de saturación con magnesio es superior al 7%, moderado entre 5 y 6% y bajo por debajo del 5%. (Gambaudo & Fontanetto, 2011).

Sainz Rozas *et al.* (2014) encontraron disminuciones del 12% en el contenido de Ca^{+2} intercambiable en suelos con más de 15 años de agricultura comparados con suelos prístinos testigos, obteniendo los valores más altos en el Sur de la provincia de Buenos Aires y los más bajos en el noreste. Respecto al Mg^{+2} la disminución es de alrededor de 18%, no obstante la disponibilidad de Mg está en el rango de alta a muy alta y no detectaron zonas con valores menores al umbral crítico de 50 o 60 mg kg^{-1} (Havlin *et al.*, 2005). La actividad agrícola disminuyó en promedio un 23,5% el K^{+1} intercambiable, valor que supera al determinado para Ca^{+2} y Mg^{+2}, lo que se explicaría por la mayor exportación en los

granos de K^{+1} respecto a Ca^{+2} y Mg^{+2}. La disponibilidad de K^{+1} en esta zona es alta a muy alta, con valores dos a tres veces mayores que el umbral de respuesta (150-175 mg kg-1) (Conti & García, 2006), esto se explica porque los suelos pampeanos son derivados de loess muy ricos en K^{+1}.

Un indicador para medir el impacto de la agricultura en la degradación del suelo es la Huella Mineral (HM) propuesto por Vicente & Engler en el año 2011. En el sector agropecuario, la HM contabiliza en términos físicos los niveles de exportación de minerales en una región, como la sumatoria de las cantidades de nutrientes contenidas en los granos producidos en ella.

Los objetivos de este trabajo son: i) determinar la disponibilidad inicial de los cationes básicos en el suelo a partir de los datos analíticos de las cartas de suelo, ii) estimar las extracciones de los cationes básicos (HM) ocasionadas por la cosechas de granos en la provincia de Buenos Aires en los últimos 47 años, y iii) estimar la susceptibilidad a la acidificación ocasionada por la continua extracción de bases, asumiendo que no hubo reposición de los cationes básicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Disponibilidad inicial de nutrientes básicos

Se generó una base de datos con los contenidos intercambiables de Ca^{+2}, Mg^{+2} y K^{+} del horizonte superficial de las series de suelos descriptas por INTA. Estos análisis químicos fueron realizados mayoritariamente durante las décadas del 60 y 70 y en menor medida en los 80. Los datos, expresados en meq cada100 g de suelo fueron convertidos a kg ha^{-1}, considerando el peso atómico y la carga de cada catión, la densidad aparente y la profundidad del horizonte superficial. Se utilizaron los siguientes valores de equivalencias: 200, 121,5 y 391 mg de Ca^{+2}, Mg^{+2} y K^{+} respectivamente por kg de suelo. Se asignó un valor de densidad aparente a cada una de la serie, en función de la clase textural del horizonte superficial. Los valores de densidad adoptados están comprendidos entre 1,1 g cm^{-3} para suelos arcillosos y 1,4 g cm^{-3} para los de textura más gruesa. La profundidad del horizonte superficial es la consignada en las cartas de suelo, y es variable según la serie. En un entorno SIG, fueron asociados a los polígonos de las unidades cartográficas, escala 1:50.000, los datos analíticos de la serie dominante. No se analizaron las unidades cartográficas definidas como complejos ni los partidos del sur bonaerense, Villarino y Patagones, por no estar relevados en la escala de trabajo. Finalmente se calculó un valor medio de la disponibilidad de cada catión por partido, mediante la ponderación de la superficie ocupada por las unidades cartográficas en cada partido y su correspondiente valor de disponibilidad.

Huella Mineral. Extracción de nutrientes básicos.

Se analizaron las series de estimaciones agrícolas elaboradas por el actual Ministerio de Agroindustria de la Nación, que consigna datos sobre superficie cosechada (ha), producción (t) y rendimiento (kg ha^{-1}), en cada partido de la provincia de Buenos Aires durante 47 campañas, desde la campaña 1969/70 hasta la 2015/16 para los cuatro cultivos principales: trigo, maíz, soja y girasol. En cada partido de la provincia y para cada cultivo individualmente, se aglomeraron los datos en cinco grupos (cuatro de 10 campañas y uno de 7) y se calcularon los rendimientos promedios de cada década, mediante la sumatoria de cada producción anual dividida por la sumatoria de las superficies cosechadas en el mismo período. Los datos de extracción de nutrientes en kg ha^{-1}, Huella Mineral/ha, fueron calculados utilizando la planilla Cálculo de requerimientos nutricionales (IPNI, 2016) a partir de los rendimientos medios calculados y con una humedad de grano de 14%. Las extracciones en kg ha^{-1} de todas las campañas y todos los cultivos fueron sumadas por partidos para generar mapas de las huellas minerales de cada nutriente. La extracción total en t de cada nutriente por cada cultivo, se determinó por la sumatoria de la extracción en cada partido, calculada como la extracción en kg ha^{-1} según el rendimiento promedio de la década multiplicada por la superficie cosechada en el mismo periodo.

Mapas de Susceptibilidad

Para cada partido y para los tres nutriente se calculó la proporción entre la disponibilidad y la extracción, ambos en kg ha^{-1}, como un indicador de la susceptibilidad a la acidificación, distinguiéndose tres niveles, baja, media y alta. Se generó un mapa final mediante la sumatoria de los tres anteriores.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Disponibilidad inicial de nutrientes básicos

Se analizaron los datos analíticos del horizonte superficial de 217 series de suelos presentes en la provincia, los valores mínimos y máximos obtenidos de los cationes básicos, en mg kg^{-1} de suelo, fueron de 380 y 6560 para Ca^{+2}, de 61 a 2077 para Mg^{+2} y de 97 a 1838 de K^{+1}. Valores que superan los umbrales críticos de 150-200 mg K kg^{-1} y 50 mg Mg kg^{-1} (Correndo & García, 2011). Sin embargo, la disponibilidad cálcica es baja hacia el NO y Centro de la provincia, en general, los suelos arenosos contienen menos Ca^{+2} que los arcillosos. Los contenidos de nutrientes básicos expresados en kg ha^{-1} se muestran en la Figura 1. Los contenidos de Ca^{+2} son superiores a los demás y los de Mg^{+2} son los menores. La distribución espacial dentro de la provincia (Figura 2) también muestra la baja disponibilidad de Ca^{+2} y Mg^{+2} al NO y centro de la misma, mientras que en los partidos de SE la disponibilidad de éstos cationes es más elevada, superando valores, en kg ha^{-1}, de 7000 para Ca^{+2}, 1000 de Mg^{+2} y 3500 de K^{+1}.

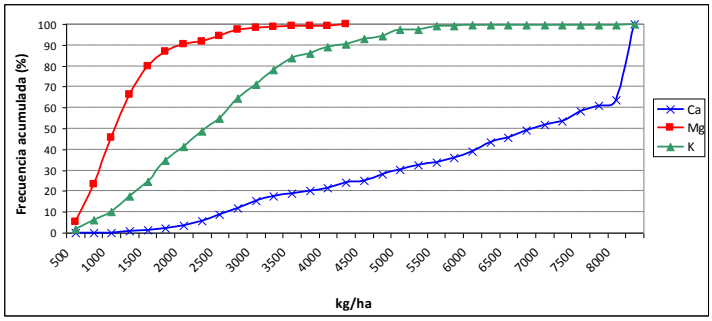


Figura 1. Frecuencia acumulada de los contenidos de Ca^{+2}, Mg^{+2} y K^{+1} en kg ha^{-1} de los horizontes superficiales de 217 series de suelo de la provincia de Buenos Aires.

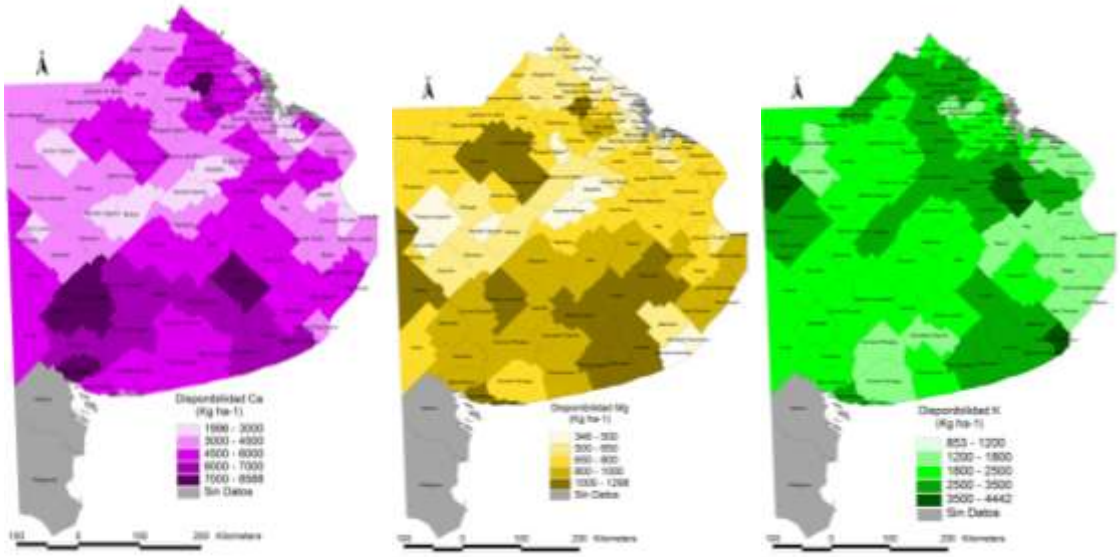


Figura 2: Disponibilidad media por partido de Ca^{+2} Mg^{+2} y K^{+} en kg ha^{-1} del horizonte superficial

Huella Mineral. Extracción de nutrientes.

La tasa de extracción de nutrientes es variable de acuerdo al cultivo realizado y al rendimiento alcanzado. La extracción en kg ha^{-1} se incrementó progresivamente a lo largo de las décadas de la mano del incremento en los rendimientos (Tabla 1) mientras que la extracción total (en t) se incrementó exponencialmente a lo largo de las campañas (Tabla 2). Los resultados indican que se extrajeron 9,36 millones de t de nutrientes básicos, en las 47 campañas por los cuatro cultivos, correspondiendo un 10% al Ca^{+2}, 21% al Mg^{+2} y 69% para el K^{+1}. Similar proporción se observa en cada década, aunque los valores absolutos se van incrementando; en la primera década se extrajo el 5,6% de ese total, mientras

que en la última (período de 7 años) la misma representa el 36,6%, esto se explica por el aumento en los rendimientos y por el aumento de la superficie dedicada a la agricultura extensiva. En cuanto a los cultivos, la soja, en todos los periodos, excepto en el primero (1969-1979), fue la que mayor HM total tuvo, llegando a provocar la extracción del 72% del Ca^{+2}, 64% del K^{+1} y el 38% del Mg^{+2} del total extraído por todos cultivos en todo el período analizado. Las mayores tasas de extracción de los tres nutrientes se produjeron en los partidos del norte de la provincia, donde se contabilizaron valores medios de más de 50 kg ha^{-1} de Ca^{+2}, 140 de Mg^{+2} y 440 de K^{+1} en 47 campañas (Figura 3). Estos valores fueron calculados a partir de los promedios de los rendimientos obtenidos en cada década, por lo que es esperable llegar a valores más altos en campañas y sitios puntuales.

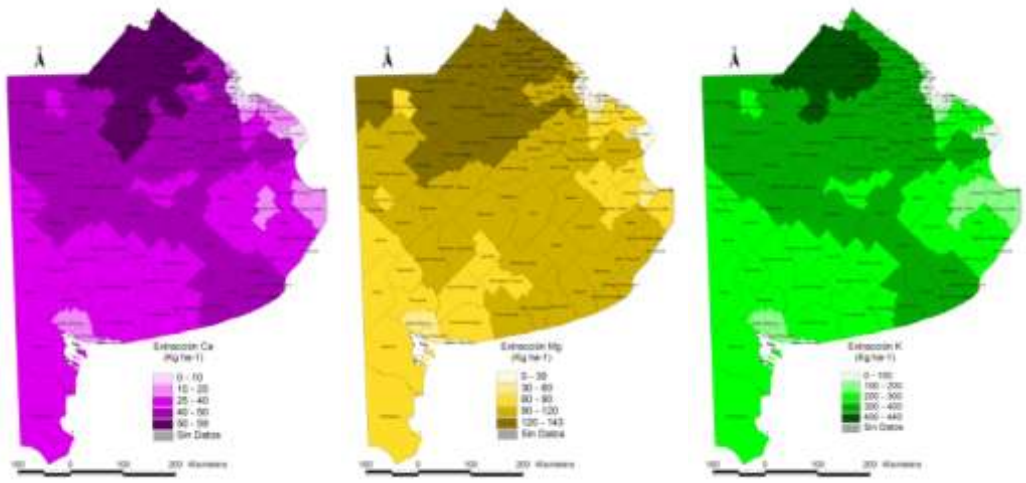


Figura 3. Extracción total en kg ha^{-1} de Ca^{+2} Mg^{+2} y K^{+} producida por los cuatro cultivos en las 47 campañas

En los mapas de la Figura 4 se resaltan las regiones en la provincia con altos niveles susceptibilidad a la acidificación, relación entre la extracción de nutrientes básicos por las cosechas respecto de la disponibilidad inicial de los mismos. En el noroeste para el calcio y potasio y en el noroeste para los tres cationes, donde sería necesario considerar tanto la reposición de los mismos como un replanteo de las rotaciones. Este análisis se completará con el análisis de los desbalances provocados entre las bases debido a la extracción diferencial de los nutrientes. Esta información sería de utilidad que sea considerada en las políticas agropecuarias bonaerenses tendientes a mejorar la sustentabilidad del recurso suelo.

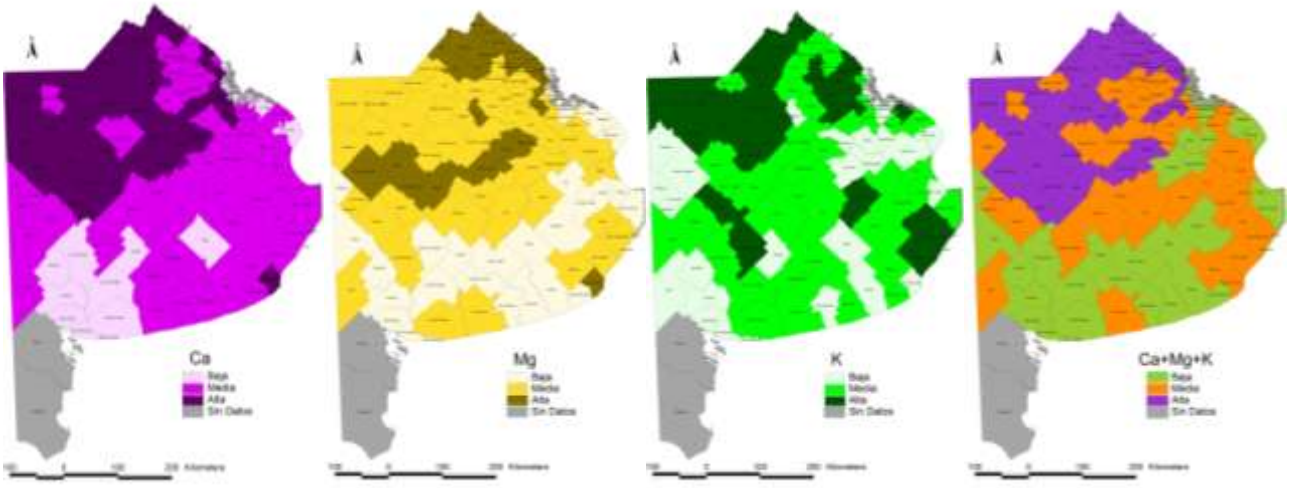


Figura 4. Mapas de susceptibilidad a la acidificación causada por la extracción de Ca^{+2} Mg^{+2} y K^{+1} en las cosechas de los cuatro cultivos en las 47 campañas.

Tabla 1. Extracción de Ca^{+2}, Mg^{+2} y K^{+1} en kg ha^{-1} para 47 campañas analizadas (1969/1970 hasta 2015/2016) agrupadas en décadas para los cuatro cultivos principales.

Cultivo	*Sup. Cosechada (ha)*	*Producción (t)*	*Rendimiento (kg/ha)*	*Extracción Ca (kg/ha)*	*Extracción Mg (kg/ha)*	*Extracción K (kg/ha)*
			1969/1979			
Trigo	28.459.100	43.843.020	1541	0,6	3	5
Soja	587.607	1.106.563	1883	4,8	6	32
Maíz	10.687.680	36.810.850	3444	0,6	5	12
Girasol	7.465.450	6.068.625	813	1,0	2	5
			1979/1989			
Trigo	35.165.500	65.526.600	1863	0,7	4	7
Soja	7.318.700	14.891.900	2035	5,2	6	34
Maíz	10.369.450	40.579.720	3913	0,7	5	13
Girasol	12.053.000	15.610.400	1295	1,5	3	7
			1989/1999			
Trigo	32.078.780	74.471.727	2322	0,8	5	8
Soja	13.617.705	28.859.240	2119	5,6	6	35
Maíz	10.055.920	53.339.140	5304	1,0	7	18
Girasol	16.134.545	28.229.745	1750	2,0	5	9
			1999/2009			
Trigo	31.707.741	84.034.239	2650	1,0	6	9
Soja	31.965.193	81.443.656	2548	6,6	8	42
Maíz	7.655.787	52.797.620	6896	1,2	9	24
Girasol	11.542.720	19.384.339	1679	1,9	5	8
			2009/2016			
Trigo	13.164.102	45.406.234	3449	1,2	7	12
Soja	43.462.749	124.169.085	2857	7,4	9	47
Maíz	7.936.443	60.296.439	7597	1,4	10	26
Girasol	5.618.279	11.945.859	2126	2,7	6	10

Tabla 2: Extracción (t) de los cationes básicos producida por los cuatro cultivos en las cinco décadas de agricultura, para toda la provincia de Buenos Aires.

Cultivo	*Extracción Total Ca (t)*	*Extracción Total Mg (t)*	*Extracción Total K (t)*
		1969/1979	
Trigo	15.867	93.695	151.617
Soja	2.834	3.280	18.533
Maíz	6.722	49.810	127.810
Girasol	7.471	15.631	37.339
Subtotal 1	**32.894**	**162.416**	**335.299**
		1979/1989	
Trigo	23.268	144.098	229.034
Soja	38.420	43.637	249.049
Maíz	7.366	55.362	139.723
Girasol	18.670	38.763	78.695
Subtotal 2	**87.724**	**281.860**	**696.501**
		1989/1999	
Trigo	26.988	164.417	257.330
Soja	75.948	86.437	479.954
Maíz	9.567	72.960	183.387
Girasol	32.270	76.856	137.645
Subtotal 3	**144.772**	**400.670**	**1.058.316**
		1999/2009	
Trigo	30.217	181.319	292.816
Soja	211.604	246.386	1.334.271
Maíz	9.539	72.479	181.904
Girasol	22.346	52.019	93.647
Subtotal 4	**273.706**	**552.203**	**1.902.637**
		2009/2016	
Trigo	16.384	98.717	156.605
Soja	323.768	378.793	2.051.277
Maíz	10.858	82.294	208.208
Girasol	15.168	31.872	57.664
Subtotal 5	**366.178**	**591.677**	**2.473.754**
TOTAL (t)	**905.274**	**1.988.826**	**6.466.508**
TOTAL (t)			**9.360.608**

CONCLUSIONES

Los resultados indican que se extrajeron 9,36 millones de t de nutrientes básicos, en las 47 campañas por los cuatro cultivos, correspondiendo un 10% al Ca^{+2}, 21% al Mg^{+2} y 69% para el K^{+1}.

El cultivo de soja fue el que mayor HM total tuvo, excepto en las diez primeras campañas (1969-1979), llegando a provocar la extracción del 72% del Ca^{+2}, 64% del K^{+1} y el 38% del Mg^{+2} del total extraído por todos cultivos en todo el período analizado. Las mayores tasas de extracción de los tres nutrientes se produjeron en los partidos del norte de la provincia, donde se contabilizaron valores medios de más de 50 kg ha^{-1} de Ca^{+2}, 140 de Mg^{+2} y 440 de K^{+1} en 47 campañas.

Todos los cultivos incrementaron progresivamente sus rendimientos, aunque la soja incrementó en menor medida que el resto, pero la producción de este grano se ha incrementado exponencialmente; esto ocasionó que tanto las extracciones en kg ha^{-1} y en toneladas totales también fueran las mayores. El cultivo de soja extrajo durante todo el período analizado el 59% del total de los nutrientes básicos extraídos, le sigue el trigo con el 20%, maíz con 13 % y girasol con el 8%.

BIBLIOGRAFÍA

- Abbona, E; M Presutti; M Vázquez & SJ Sarandón. 2016. Los sistemas de producción de carne y leche bovina en la Provincia de Buenos Aires ¿conservan los nutrientes del suelo?. Revista de la Facultad de Agronomía, La Plata, Vol 115 (2): 251-263
- Conti, M, & FO. García. 2006. Potasio. En: Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos (eds. HE Echeverría y FO García). Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina. p. 123-137.
- Gambaudo S & H Fontanetto. 2011. Diagnóstico de la acidez edáfica y su corrección. Simposio de Fertilidad 2011.
- Fontanetto, H; S Gambaudo; O Keller & J Albrecht. 2011. Las mejores prácticas de manejo para los cultivos y sistemas de producción. Avances en la fertilización con calcio, magnesio y potasio en Argentina. Simposio de Fertilidad 2011.
- Havlin, JL; JD Beaton; SL Tisdale & WL Nelson. 2005. Soil acidity and alkalinity. En J.L. Havlin, J.D. Beaton, S.L. Tisdale, W.L. Nelson (ed.) Soil fertility and fertilizers. Pearson Prentice Hall. New Jersey. 7th ed, p. 45-96.
- IPNI. 2016.Planilla de Cálculo de Requerimientos nutricionales
- Irurtia CB. 2004. Aspectos relacionados a la dinámica del calcio en suelos agrícolas de la región pampeana. Jornada Nacional de Química y Fertilidad de suelos: "El Calcio y el Magnesio en la Producción Agropecuaria".Facultad de Agronomía, La Plata.
- Presutti M; M García & M Vázquez. 2016. Acidificación de los suelos de la pradera pampeana. Mapeo de la saturación básica y de los índices relativos. XXI Congreso Latinoamericano y XV Congreso Ecuatoriano de la Ciencia del Suelo.
- Sainz Rozas HR; HE Echeverría; PA Barbieri & M Eyherabide. 2014. Relevamiento y Mapeo de la fertilidad en suelos agrícolas de la región pampeana Argentina. Revista Fertilizar, 29: 3-8.
- Vázquez M & A Pagani A. 2015. Calcio y Magnesio del suelo. Manejo de fertilización y enmiendas. En: Echeverría H., García F. (Ed.). Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. INTA, Cap. 11: 317-356.
- Vicente G & P Engler. 2011. Huella mineral, Índice de eficiencia de exportación mineral y Relación real de intercambio de nutrientes en la producción agrícola pampeana. V Congreso Iberoamericano sobre Desarrollo y Ambiente de REDIBEC (V CISDA).V Jornadas de la Asociación Argentino Uruguaya de Economía Ecológica. Santa Fe, Argentina. 12-14 de Septiembre de 2011

C3P66. USO DE SENSORES DE CANOPEO PARA CALCULAR LA DOSIS ÓPTIMA ECONÓMICA DE NITRÓGENO EN CEBADA

Queirolo, Ignacio M.[1,*]; Reussi Calvo, Nahuel I.[1,2,3]; Sainz Rosas, Hernán R.[1]; Prystupa, Pablo[4] y Divito, Guillermo A.[5]

[1]Unidad Integrada Balcarce INTA-Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Ruta Nac. 226 km 73,5, Balcarce, Buenos Aires, Argentina. [2]CONICET. [3]Fertilab, Moreno 4524, (7600) Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina. [4]Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. [5]Asesor privado, AAPRESID.
*Autor de contacto: nachoqueirolo@gmail.com .

RESUMEN

En la actualidad los modelos de diagnóstico de nitrógeno (N) en cebada no contemplan la incidencia de la relación insumo: producto. El objetivo fue evaluar la utilidad del SPAD 502 y Green Seeker para monitorear el estatus nitrogenado de la cebada y definir la dosis óptima económica (DOE) en diferentes momentos del ciclo. Se realizaron 8 experimentos de fertilización nitrogenada en el sudeste bonaerense (SEB). Se determinó el índice de verdor con el SPAD 502 (SPAD) y el índice de vegetación de las diferencias normalizado con el Green Seeker (NDVI) en cuatro macollos (Z24), un nudo (Z31) y hoja bandera (Z39). Además, se relativizaron las lecturas de ambos sensores respecto a la máxima dosis de N, siendo el índice de suficiencia de N (ISN) y el índice de vegetación de las diferencias normalizado relativizado (NDVIr), respectivamente. El déficit o exceso de N respecto de la DOE (dDOE) se calculó como la DOE menos la dosis de N aplicada. El rendimiento promedio fue de 5611 kg ha^{-1}, con valores mínimos de 3096 y máximos de 7640 kg ha^{-1} según la dosis de N y sitio experimental. Se observó estrecha asociación entre el ISN y la dDOE (r^2 = 0,65; 0,84; 0,83 para Z24, Z31 y Z39, respectivamente). Similares asociaciones fueron determinadas entre NDVIr y la dDOE (r^2 = 0,81; 0,74; 0,78 para Z24, Z31 y Z39, respectivamente). Considerando ambos sensores, se obtuvo un único modelo para estimar la dDOE para el período que va desde fin de macollaje hasta hoja bandera de la cebada (r^2 = 0,76), siendo el umbral de 0,95. Esta información permitiría hacer un manejo de la fertilización nitrogenada más eficiente y rentable que el realizado en la actualidad.

Palabras claves: diagnóstico, relación de precios, clorofilómetro.

INTRODUCCIÓN

La metodología más difundida para el diagnóstico de N en cebada, al igual que en trigo, se basa en la determinación del contenido de N-NO_3^- en el suelo (0-60 cm) al momento de la siembra (Prystupa *et al*., 2008; Barbieri *et al*., 2009). Se han propuesto distintos niveles (umbrales) de disponibilidad de N (suelo+fertilizante) en suelo con el cual se alcanza el rendimiento máximo según las zonas. No obstante, la disponibilidad de N-NO_3^- a la siembra en trigo ha demostrado ser un pobre predictor de la respuesta a la fertilización, la cual mejora al incluir un índice de mineralización (Reussi Calvo *et al*., 2013). Sin embargo, la aplicación de estos métodos de diagnóstico no considera ni la incidencia del costo de los insumos y de su relación con el precio del grano (relación insumo-producto), ni tampoco la incidencia de las condiciones ambientales sobre las pérdidas y ganancias de N del sistema. Debido a esto, Barbieri *et al*. (2009) determinaron que fertilizaciones al macollaje permitieron obtener menores dosis óptima económica (DOE) que al momento de la siembra.

El sudeste bonaerense (SEB) se caracteriza por una elevada probabilidad de ocurrencia de excesos hídricos al comienzo de la estación de crecimiento del cultivo (Reussi Calvo & Echeverría, 2006). Por lo tanto, para trigo, se ha determinado que el fraccionamiento de la dosis de N entre inicio (Z21, según Zadoks *et al*., 1974) y fin de macollaje (Z31) permite mejorar la eficiencia de uso del N (Velasco *et al*., 2012), lo que redunda en beneficios productivos y ambientales. Similares resultados fueron informados para cebada por Orcellet *et al*. (2015).

Si bien, el análisis de muestras de suelo en presiembra o macollaje permite realizar una primera aproximación a la estimación de la DOE, el uso de sensores remotos durante estadíos vegetativos y reproductivos tempranos permiten el monitoreo del estatus nitrogenado del cultivo, cuantificando de esta manera el efecto de las condiciones climáticas sobre las pérdidas (lavado y desnitrificación) o mineralización de N orgánico durante los estadíos iniciales.

En este sentido, existe una amplia gama de sensores de transmitancia y refractancia que permiten caracterizar, de forma rápida y no destructiva, el estatus nitrogenado del cultivo, siendo éstos una alternativa superadora y/o complementaria a los métodos basados en determinaciones de suelo. Uno de los más difundidos es el medidor de clorofila Minolta SPAD® 502. Este se basa en la estrecha relación que existe entre la intensidad del color verde de la hoja o índice

de verdor (IV) de la hoja y el contenido de clorofila y, entre ambos y la concentración de N en hoja (Waskom, 1996). No obstante, el IV presenta el inconveniente de estar afectado por numerosos factores (Blackmer & Schepers, 1995; Gandrup *et al*., 2004). Por lo tanto, para minimizar los errores se recomienda relativizar las mediciones de SPAD con áreas del lote de referencia sin limitaciones de N (Barker & Sawyer, 2010; Reussi Calvo *et al*., 2015). A partir de las lecturas de SPAD en dichas zonas se determina un índice de suficiencia de N (ISN), que surge del cociente entre la lectura del lote y el IV del área sin limitaciones nutricionales. Otra alternativa es el sensor remoto Green Seeker (Ntech Industries, Inc., Ukiah, CA.) que mide la reflectancia del canopeo en las bandas del rojo (R) e infrarrojo cercano (IR), expresando los resultados como un índice de vegetación de las diferencias normalizado (NDVI) (Qualm *et al*., 2010; Gutiérrez-Soto *et al*., 2011). Como para el IV, algunos autores recomiendan la relativización de las lecturas de NDVI (NDVIr) con zonas de referencia sin N limitante (Barker & Sawyer, 2010; Clay *et al*., 2012; Samborski *et al*., 2015).

Para el SEB, Reussi Calvo *et al*. (2015) reportaron que mediciones relativas de SPAD y NDVI pueden ser empleadas para el monitoreo del estatus nitrogenado del cultivo de trigo desde mediados de macollaje hasta hoja bandera. Además, para maíz, Scharf *et al*. (2006) determinó que las mediciones de IV se relacionaban con la DOE y la respuesta en rendimiento al agregado de N. Para cebada es escasa la información disponible respecto de la utilidad de estos métodos de diagnóstico y además no hay información sobre el empleo de dichas herramientas para definir la DOE de N. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue evaluar la utilidad del SPAD y el Green Seeker para monitorear el estatus nitrogenado de la cebada y definir la DOE para diferentes momentos del ciclo.

MATERIALES Y MÉTODOS

En la campaña 2016-2017 se realizaron 8 experimentos bajo siembra directa en el SEB (localidades de Gral Madariaga, Necochea-La Dulce, Balcarce y Miramar). En cada sitio se evaluó un testigo (0 kg N ha^{-1}) y cinco dosis de N (40, 80, 120, 160 y 200 kg N ha^{-1}) aplicadas en el estadio de dos hojas (Z12). La forma de aplicación fue al voleo en cobertura total y se usó como fuente de N la urea (46-0-0). En todos los sitios, el diseño fue en bloques completos aleatorizados con 3 repeticiones. El tamaño de la unidad experimental fue de 3 m de ancho por 12 m de largo, siendo la superficie de 36 m^2. Se aplicó a la siembra una dosis de 30 kg ha^{-1} de fósforo y 20 kg ha^{-1} de azufre para que no limiten el crecimiento y desarrollo. El manejo del cultivo fue el recomendado para la zona, siendo la variedad sembrada Shakira, Andreia y Traveller según sitio.

A la siembra del cultivo se realizaron muestreos de suelo en superficie (0-20 cm) para determinar el contenido de materia orgánica (MO), pH y N-NH_4^+ producido en anaerobiosis (Nan), y en el perfil (0-20, 20-40 y 40-60 cm) para N-NO_3^-.La concentración de N- N-NO_3^- se extrajo con KCl y se determinó por colorimetría (Keeney & Nelson, 1982). La MO se determinó por el método Walkley & Black (Nelson & Sommers, 1996) y el pH en relación 1:2,5 (suelo-agua). Además, el Nan se obtuvo según la metodología descripta por Echeverría *et al*. (2000).

Se realizaron mediciones con SPAD y Green Seeker en cuatro macollos (Z24), inicio de encañazón (Z31) y hoja bandera (Z39). Para cada momento, se calculó el ISN y NDVIr como el cociente entre la medición en un tratamiento determinado respecto al valor de la parcela sin limitaciones de N (200N). En madurez fisiológica se cosecharon las parcelas de forma manual y se trillaron empleando una trilladora estacionaria. Se determinó el rendimiento (expresado al 13,5% de humedad).

Las diferencias entre tratamientos sobre las variables rendimiento fueron evaluadas mediante análisis de la varianza (ANOVA) con el paquete estadístico R. Las diferencias entre medias de tratamiento se evaluaron usando el Test de las diferencias mínimas significativa (DMS) ($P<0.05$). Además, algunas variables fueron evaluadas por regresión. Para cada sitio, se ajustó un modelo cuadrático entre rendimiento y la dosis de N, el cual fue utilizado para definir la DOE empleando la relación de precios histórica de 6:1 (Ventimiglia & Torrens, 2015). Para sitios sin respuesta al agregado de N la DOE fue igual a 0. El déficit o exceso de N respecto de la DOE (dDOE) se calculó como la diferencia entre DOE y la dosis de N aplicada (Hawking *et al*., 2007; Reussi Calvo *et al*., 2015). Valores de dDOE negativos indican deficiencia y positivos excesos de N.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las precipitaciones registradas durante el ciclo del cultivo fueron similares al promedio histórico de cada zona (450-500 mm, aproximadamente), siendo de 400, 300, 500 y 400 mm para Gral Madariaga, Necochea-La Dulce, Balcarce y Miramar, respectivamente. Considerando que la demanda hídrica del cultivo de cebada para dicha zona es de 400-450 mm, estos resultados indicarían que la disponibilidad hídrica no limitó el rendimiento para la zona de Gral. Madariaga, Balcarce y Miramar, pero si para Necochea-La Dulce. Por otra parte, el contenido promedio de MO y Nan en el estrato superficial (0-20 cm) fue de 5,3 % (mínimo de 4,0 y máximo de 6,6 %) y 47,9 mg kg^{-1} (mínimo de 32,7 y máximo de 88,3

mg kg^{-1}), respectivamente. La disponibilidad promedio de N en presiembra (0-60 cm) fue de 52,7 kg ha^{-1}, con valores desde 30,8 a 96,9 kg ha^{-1}. La variabilidad en la disponibilidad de N en presiembra sumado a la de Nan, evidencian situaciones con diferente disponibilidad inicial y potencial de N para el cultivo.

El rendimiento promedio fue de 5611 kg ha^{-1}, con valores mínimos de 3096 y máximos de 7640 kg ha^{-1} según la dosis de N y sitio experimental (Tabla 1). Se determinó interacción significativa en rendimiento entre sitio y dosis de N. En el 88% de los sitios se observaron incrementos en rendimiento ($p<0,05$) frente al aumento en la dosis de N (Tabla 1), siendo la respuesta en rendimiento media de 1600 kg ha^{-1} con valores desde 80 a 3790 kg ha^{-1}. Para dichos sitios la eficiencia de uso del nitrógeno del fertilizante fue en promedio de 17 kg grano por kg N, la cual se ubica por encima de la relación de precio histórica insumo: producto para cebada de 6-8:1.

Tabla 1. Efecto de la dosis de N sobre rendimiento en grano según sitio experimental.

Sitio	**Rendimiento en grano (kg ha^{-1})**						
Dosis N (kg ha^{-1})	**0**	**40**	**80**	**120**	**160**	**200**	**Promedio**
1	4895 c	6127 b	6472 ab	6956 ab	6903 ab	6779 ab	6355
2	5495	6019	6152	5198	5776	5576	5703
3	4522 c	5498 bc	6518 ab	6020 ab	6384 ab	6827 a	5961
4	3655 d	4470 cd	4870 bc	5110 abc	6040 a	5552 ab	4950
5	3850 e	5641 d	5894 cd	6816 abc	6974 ab	7640 a	6136
6	4319 b	5213 ab	5375 ab	6158 a	5547 a	5335 ab	5325
7	5176 bc	5333 bc	6637 a	5719 abc	5749 abc	4914 c	5588
8	3097 a	3978 cd	4779 bc	5678 ab	5911 a	5799 ab	4874
Media	4376	5285	5837	5957	6161	6053	
Desvío estándar	855	877	879	869	857	845	

Letras distintas dentro de cada fila indican diferencias significativas ($P < 0,05$) entre dosis de N.

En los tres momentos de medición, el ISN se relacionó con la disponibilidad de N, siendo el ajuste del modelo del 67, 86 y 80 % para Z24, Z31 y Z39, respectivamente (datos no mostrados). El valor promedio fue de 0,95 (mínimo de 0,78 y máximo de 1,03) para Z24; de 0,91 (mínimo de 0,75 y máximo de 1,00) para Z31 y de 0,94 (mínimo de 0,79 y máximo de 1,04) para Z39. Estos rangos en los valores de ISN evidencian que la deficiencia de N se mantuvo durante el ciclo del cultivo. Por otra parte, los ajustes para el NDVIr fueron del 83, 75 y 75% para Z24, Z31 y Z39, respectivamente (datos no mostrados). El valor promedio fue de 0,96 (mínimo de 0,84 y máximo de 1,01) para Z24; de 0,95 (mínimo de 0,70 y máximo de 1,01) para Z31 y de 0,93 (mínimo de 0,71 y máximo de 1,03) para Z39.

Se ajustó un modelo cuadrático plateau (CP) entre las lecturas de los sensores y la dDOE para cada momento de muestreo. El coeficiente de determinación ajustado (R^2aj) y la raíz del cuadrado medio del error (RCME) para los diferentes sensores y estadíos de crecimiento se muestran en la Tabla 2. El uso de valores relativos, respecto a los absolutos, mejoró el ajuste entre la lectura del sensor y el dDOE, tal como fue informado por otros autores para maíz y trigo (Scharf *et al*., 2006; Hawkins *et al*., 2007; Reussi Calvo *et al*., 2015). Tanto en el estadío de Z31 como en Z39 el ajuste del modelo fue mayor para el ISN respecto al NDVIr (Tabla 2). Por lo tanto, para esos momentos de medición, el ISN fue más sensible en captar diferencias en la disponibilidad de N. Dicha información coincide con la reportada para trigo por Gandrup *et al*. (2004) y Reussi Calvo *et al*. (2015) quienes reportaron asociación significativa entre ISN y rendimiento en diferentes estadios de crecimiento. No obstante, el NDVIr mostro mejor ajuste para el estadío de Z24 (Tabla 2). Similares resultados han sido informados por otros autores en maíz (Raun *et al*., 2001; Girma *et al*., 2004). Lo cual se explicaría en parte debido a que las deficiencias de N primero afectan la tasa de expansión foliar y luego la concentración de clorofila (Novoa & Loomis, 1981).

En función de los resultados de la Tabla 2, en la Figura 1 se muestra el modelo CP entre el ISN o NDVIr y la dDOE para los diferentes momentos de medición. Similares relaciones han sido determinadas en trigo por Reussi Calvo *et al*. (2015) y en maíz por Barker y Sawyer (2010). Los parámetros de la regresión CP de los diferentes sensores se presentan en la Tabla 3. Las lecturas de ambos sensores cuando la dDOE = 0 variaron desde 0,93 hasta 0,98, mientras que las dosis de N necesarias para alcanzar el plateau fueron para el ISN de 51, 81 y 62 kg N ha^{-1} para Z24, Z31 y Z39, respectivamente y 101, 28, 35 kg N ha^{-1} para el NDVIr en Z24, Z31 y Z39, respectivamente. El nivel de cambio en el índice de canopeo por kg N ha^{-1} fue levemente mayor para el ISN respecto al NDVIr (Tabla 4), similar a lo informado en trigo por Reussi Calvo *et al* (2015) y en maíz por Barker y Sawyer (2010).

Tabla 2. Ajuste estadístico [coeficiente de determinación ajustado (R^2aj) y raíz cuadra media del error (RCME)] para el modelo de regresión cuadrática plateau entre el sensor de canopeo y el diferencial de dosis óptima económica de N (dDOE) para el clorofilómetro (SPAD) y el índice de vegetación de las diferencias normalizado (NDVI) en diferentes estadíos de crecimiento.

	Estadio de crecimiento					
	Z24		Z31		Z39	
Sensor de canopeo	R^2aj	RCME	R^2aj	RCME	R^2aj	RCME
SPAD	0,36	3,83	0,37	3,97	0,66	1,97
ISN	0,65	0,03	0,84	0,03	0,83	0,03
NDVI	0,13	0,08	0,57	0,05	0,37	0,07
NDVIr	0,81	0,02	0,74	0,03	0,78	0,04

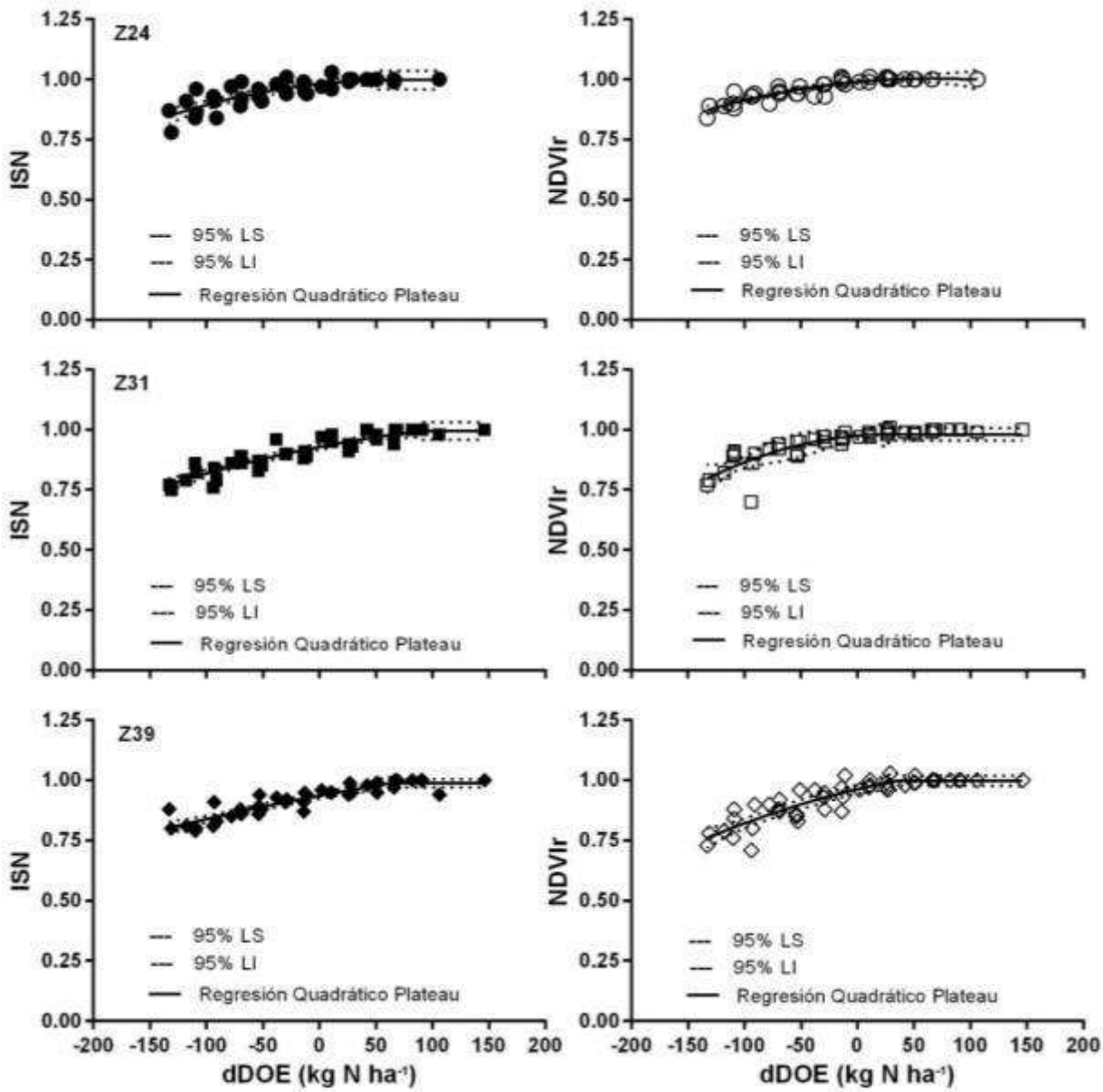


Figura 1. Índice de suficiencia de N (ISN) e índice de vegetación de las diferencias normalizado relativizado (NDVIr) en función de la diferencia de N disponible a dosis óptima económica (dDOE). Valores de dDOE negativos indican deficiencia y positivos excesos de N. Z22= dos macollos, Z24= cuatro macollos; Z31 = un nudo detectable y Z39 = hoja bandera según Zadoks *et al*. (1974). LS = límite superior y LI = límite inferior del intervalo de confianza.

Tabla 3. Modelos de regresión cuadrática plateau (CP) y sus parámetros para distintos índices relativos determinados mediante clorofilómetro (SPAD) e índice de vegetación de las diferencias normalizado (NDVI) en diferentes estadios de crecimiento.

Sensor de Canopeo	Modelo Cuadrático Plateau	n	Valor de sensor dDOE = 0	R^2aj	P
	SPAD-502				
ISN-Z24	$y = 0.98 + 0.0005x - 0.0000087x^2$	48	0.98	0.65	<0.001
ISN-Z31	$y = 0.93 + 0.0009x - 0.000002x^2$	48	0.93	0.84	<0.001
ISN-Z39	$y = 0.94 + 0.0009x - 0.0000009x^2$	48	0.94	0.83	<0.001
	NDVI				
NDVIr-Z24	$y = 0.98 + 0.0004x - 0.0000033x^2$	48	0.98	0.81	<0.001
NDVIr-Z31	$y = 0.97 + 0.0004x - 0.0000071x^2$	48	0.97	0.74	<0.001
NDVIr-Z39	$y = 0.96 + 0.0001x - 0.0000031x^2$	48	0.96	0.78	<0.001
	SPAD 502 y NDVI				
ISN ó NDVIr (Z31 y Z39)	$y = 0.95 + 0.0008x - 0.0000033x^2$	192	0.95	0.76	<0.001

Para finalizar, se obtuvo un solo modelo que relaciona el ISN/NDIVr con la dDOE para el periodo que va desde fin de macollaje hasta hoja bandera (Tabla 3 y Figura 2). La dDOE fue igual a 0 cuando el valor del índice fue de 0,95. Estos resultados indican que es posible estimar la dDOE de N con un 76 % de confianza mediante el empleo del medidor de clorofila SPAD o con el Green Seeker. Si bien el ajuste del modelo global es menor respecto al modelo ajustado para cada sensor (Tabla 3), la diferencia entre los mismos fue no significativa (p>0,05). Es válido mencionar que durante dicho período se produce la máxima acumulación de N por el cultivo y por tanto sería un adecuado momento para definir eventuales refertilizaciones en cebada.

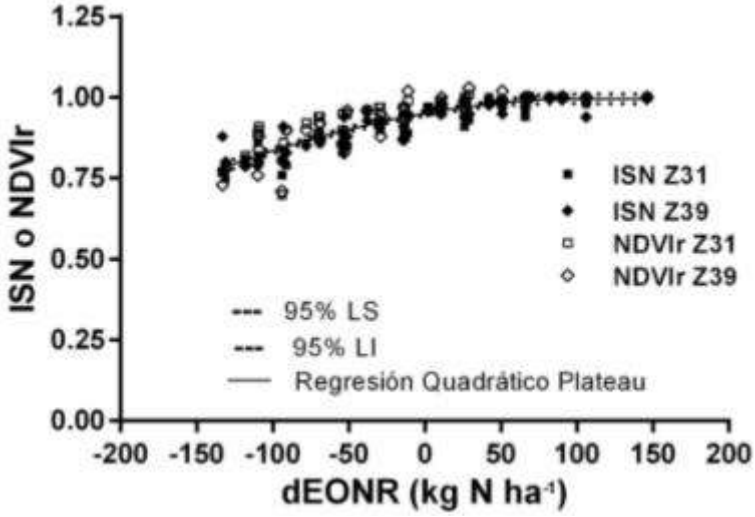


Figura 2. Índice de suficiencia de N (ISN) e índice de vegetación de las diferencias normalizado relativizado (NDVIr) en función de la diferencia de N disponible a dosis óptima económica (dDOE). LS = límite superior y LI = límite inferior del intervalo de confianza. Z31 = un nudo detectable y Z39 = hoja bandera según Zadoks *et al*. (1974).

CONCLUSIONES

Tanto el ISN como el NDVIr fueron metodologías de diagnóstico adecuadas para sensar el estatus nitrogenado en cebada, por lo tanto se asociaron con la dEONR. Se desarrolló un único modelo que permite predecir la dDOE mediante el empleo del SPAD ó Green Seeker durante el período de encañazón del cultivo, el cual es capaz de brindar directamente la dosis de N necesaria para alcanzar el máximo retorno económico. Esta información permitiría realizar planteos de fertilización más precisos y rentables que los empleados actualmente, logrando alcanzar altos rendimientos y EUN, y por tanto ayudaría a reducir el posible impacto ambiental de la práctica de fertilización. No obstante, esta información debe ser validada en otras estaciones de crecimiento del cultivo.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado con subsidios de FONCyT (Project PICT 2016-0304), Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) (Project PNSUELO-1134024), Laboratorio de suelos FERTILAB y Relación Suelo-Cultivo de EEA INTA Balcarce.

BIBLIOGRAFÍA

- Barbieri, PA.; HR Sainz Rozas & HE Echeverría. 2009. Nitratos en el suelo a la siembra o al macollaje como diagnóstico de la nutrición nitrogenada en trigo en el sudeste bonaerense. Cien. suelo 27:115-126.
- Barker, DW & JE Sawyer. 2010. Using Active Canopy Sensors to Quantify Corn Nitrogen Stress and Nitrogen Application Rate. Agron. J. 102:964-971.
- Blackmer, TM & JS Schepers. 1995. Use of chlorophyll meter to monitor nitrogen status and schedule fertigation for corn. J. Prod. Agric. 8:56–60.
- Clay, DE; T Prasad Kharel; C Reese; D Beck; C Gregg Carlson; SA Clay, & G. Reicks. 2012. Winter Wheat Crop Reflectance and Nitrogen Sufficiency Index Values are Influenced by Nitrogen and Water Stress. Agron. J. 104(6): 1612-1617.
- Echeverría HE, N San Martin & R Bergonzi. 2000. Métodos rápidos de estimación del nitrógeno potencialmente mineralizable en suelos. Cien. Suelo 18:9-16.
- Gandrup, ME.; FO García; KP Fabrizzi; & H.E. Echeverría. 2004. Evolución de un índice de verdor en hoja para evaluar el status nitrogenado en trigo. Revista de Investigaciones Agropecuarias (RIA), 33(3):105-121.
- Girma, K; KL Martin; RH Anderson; DB Arnall; KD Brixey; MA Casillas; B Chung; BC Dobey; SK Kamenidoua; SK Kariukia; EE Katsaliroua; JC Morrisa; JQ Mossa; CT Rohlaa; BJ Sudburya; BS Tubanaa & WR Rauna. 2005. Mid-season prediction of what-grain yield potential using plant, soil, and sensor measurements. J. Plant Nutr .29:873–897.
- Gutiérrez, M; E Cadet; W Rodríguez & J Araya. 2011. El Greenseeker y el diagnóstico del estado de salud de los cultivos. Agronomía Mesoamericana 22(2): 397-403.
- Gonzalez Montaner, JH. 2009. Decisiones empresariales para un año sin red. Proc Jornada de Actualización Técnica Trigo, Cebada y Colza 2009.; Azul Buenos Aires, Argentina pp19-20.
- Hawkins, JA; JE Sawyer; DW Barker; & JP Lundvall. 2007. Using relative chlorophyll meter values to determine nitrogen application rates for corn. Agron. J. 99:1034–1040.
- Keeney, DR & DW Nelson. 1982. Nitrogen inorganic forms. In: Page, A.L. et al. eds. Methods of soil analysis. Part 2. Agron. Monog 9 ASA and SSSA, Madison, WI. pp. 643-698.
- Nelson, DW & LE Sommers. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In Methods of Soil Analysis, Part 3, Chemical Methods, ed. D. L. Sparks, Madison. pp 961–1010.
- Novoa, R, & RS Loomis. 1981. Nitrogen and plant production. Plant Soil 58:177–204.
- Orcellet, JM.; NI Reussi Calvo; HE Echeverría; HR Sainz Rozas; N Diovisalvi & A Berardo. 2015. Eficiencia de uso de nitrógeno en cebada en el sudeste bonaerense : efecto de aplicaciones divididas. Ciencia Suelo 33 (1): 97-105.
- Prystupa, P; G Ferraris; R Bergh; T Loewy; L Ventimiglia & FH Gutierrez Boem. 2008. Fertilización de Cebada Cervecera cv. Scarlett: IV. Modelo de respuesta del contenido proteico a la Fertilización Nitrogenada. En: XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. San Luis. (CD Rom).
- Reussi Calvo, NI & HE Echeverría. 2006. Estrategias de fertilización nitrogenada en trigo: balance hídrico para el sur bonaerense. Cien. Suelo. 24 (2):115-122.
- Reussi Calvo, NI; HR Sainz Rozas; HE Echeverria; N Diovisalvi. 2015. Using canopy indices to quantify the economic optimum nitrogen rate in spring wheat. Agronomy Journal, 107 (2): 459–465.
- Raun, WR, GV Johnson, ML Stone, JB Solie, EV Lukina, WE Thomason, & JS Schepers. 2001. In-season prediction of potential grain yield in winter wheat using canopy reflectance. Agron. J. 93:131– 138.
- Scharf, PC; SM Brouder & RG Hoeft .2006. Chlorophyll meter readings can predict nitrogen need and yield response of corn in the North- Central USA. Agron. J. 98:655–665.
- Samborski, SM.; D Gozdowski; OS Walsh,; D Lamb; M Stępień; ES Gacek,; T Drzazga. 2015. Winter wheat genotype effect on canopy reflectance: implications for using NDVI for in-season nitrogen topdressing recommendations. Agron. J. 107(6), 2097-2106.
- Velasco, JL; H Sainz Rozas; H Echeverría & P Barbieri. 2012. Optimizing fertilizer nitrogen use efficiency by intensively managed spring wheat in humid regions: Effect of split application. Can. J. Plant Sci. 92:1-10.
- Ventimiglia, LA & L Torrens Baudrix.2015. Trigo. Curva de respuesta a la fertilización nitrogenada en dos ambientes [Loma y Media loma], en un suelo hapludol de 9 de Julio.
- Qualm, A; S Osborne & R Gelderman.2010. Utilizing Existing Sensor Technology to Predict Spring Wheat Grain Nitrogen Concentration. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 41(17): 2086-2099
- Waskom, RM. 1996. A review of use of chlorophyll meters to assess crop N status in the Great Plains. Proceedings Great Plains Soil Fertility Conference. J. Havlin (ed.). Kansas State University, Manhattan, KS, EEUU. pp. 36 - 43.
- Zadoks, JC; TT Chang & CF Zonzak. 1974. A decimal code for the growth stages of cereals. Weed Res. 14:415-421.

C3P67. ¿ES SIMILAR LA RESPUESTA DE TRIGO Y CEBADA AL APORTE DE NITRÓGENO POR MINERALIZACIÓN?

Reussi Calvo, Nahuel I.[1,2,3]; Queirolo, Ignacio.[1]; Sainz Rozas, Hernán.[1,2]; Prystupa, Pablo.[4]; Diovisalvi, Natalia.[3]; Divito, Guillermo A.[5] y Echeverría, Hernán.[1].

[1]Unidad Integrada Balcarce INTA-Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Ruta Nac. 226 km 73,5, Balcarce, Buenos Aires, Argentina. [2]CONICET. [3]Fertilab, Moreno 4524, (7600) Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina. [4]Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. [5]Asesor privado, AAPRESID.
nreussicalvo@laboratoriofertilab.com.ar

RESUMEN

Los métodos tradicionales de diagnóstico de la disponiblilidad de nitrógeno (N) en trigo y cebada no contemplan en forma directa el aporte por mineralización. La similitud de ciclo y características fisiológicas entre dichos cultivos permite suponer que el aporte del nutriente desde el suelo podría ser de igual magnitud. El N mineralizado en anaerobiosis (Nan) podría contribuir a evaluar dicha fuente de N. El objetivo fue: a) evaluar si el Nan contribuye a mejorar la estimación del rendimiento del testigo (RT) y la respuesta en grano (RTA) a N, y b) desarrollar modelos de diagnóstico que integren ambos cereales de invierno. Se realizaron un total de 52 ensayos de fertilización nitrogenada en el sudeste bonaerense. A la siembra, el contenido de materia orgánica, Nan y la disponibilidad de N-nitrato varió entre 3,8 y 6,9 %; 40 y 113 mg kg^{-1} y 25,8 y 104 kg ha^{-1}, respectivamente. El RT y del tratamiento con N fue en promedio de 5087 y 6516 kg ha^{-1} para trigo y de 4422 y 6859 kg ha^{-1} para cebada, respectivamente. Para ambos cultivos (efecto cultivo: $P > 0,05$), la disponibilidad inicial de N-nitrato explicó el 42% de la variación del RT, siendo el umbral crítico (UC) de 110 kg N ha^{-1}. Por su parte, el Nan explicó el 41% de la variación en RT, siendo el UC de 92,5 mg kg^{-1}. Cuando se integraron ambas variables, el ajuste del modelo se incrementó al 58%. Además, se ajustó un único modelo para trigo y cebada que permite predecir la RTA en fución del N-nitrato y Nan (R^2 = 46%). En síntesis, la determinación del Nan junto con el contenido de N-nitrato inicial deberían ser considerados al momento de evaluar las necesidades de N. La incorporación de otras variables edafo-climaticas podrían disminuir la incertidumbre de dichos modelos.

Palabras clave: análisis de suelo, nitrógeno anaeróbico, indicador de salud edáfica.

INTRODUCCIÓN

El nitrógeno (N) es el nutriente que con mayor frecuencia limita el rendimiento y la calidad industrial del grano de trigo (*Triticum aestivum L.*) y cebada (*Hordeum vulgare L.*). Es conocido que ambos cereales acumulan hasta antesis entre el 75-90% del total de N en planta aunque en condiciones de adecuada disponibilidad de agua y de N, la absorción postantesis puede ser de importancia (Perez *et al*., 1983; Heitholt *et al*., 1990). Dada la similitud del ciclo y de sus caracteristicas morfofisiologicas se podría inferir que la dinámica del N sería similar entre cultivos. En línea con lo mencionado, Cassani *et al*. (2009 y 2012) reportaron que no existieron diferencias en la captura ó eficiencia de uso de N entre trigo y cebada bajo condiciones de leve déficit hídrico ó de N. Otros trabajos han determinado similar efecto del agregado de N sobre el macollaje de ambos cultivos (Alzueta *et al*., 2012). Además, para el sudeste bonaerense (SEB), se han reportado umbrales críticos (UC) de disponibilidad de N similares para trigo (Barbieri *et al.*, 2012) y cebada (Orcellet *et al*., 2015).

El diagnóstico de la disponibilidad de N en cereales de invierno se basa principalmente en la determinación del contenido de nitrato en el suelo (0-60 cm) al momento de la siembra, donde la dosis de fertilizante se define en función de la diferencia entre el UC y la disponibilidad de N-nitrato en presiembra (Barbieri *et al.*, 2009; Ferraris *et al*., 2014). No obstante, estos modelos simplificados no contemplan de forma directa el aporte de N por mineralización, que representa una de las principales fuentes para los cultivos (Echeverría *et al*., 1994; Rice y Havlin, 1994). Esto, sumado a la baja y poco variable concentración de N-nitrato en el suelo a la siembra de los cultivos, afecta la precisión de los modelos empleados para el diagnóstico. Por lo tanto, el N disponible en general solo explica entre el 38 y 54% de la variación en rendimiento del trigo o cebada (Prystupa *et al*., 2008; Barbieri *et al*., 2009; Reussi Calvo *et al*., 2013). Un método alterantivo sería cuantificar el rendimiento del cultivo sin N (RT), como medida de aporte de N del suelo (N inicial + mineralizable), y luego en función del rendimiento objetivo de cada ambiente/lote definir la dosis considerando un requerimiento de 30 kg N Mg^{-1} (Barbieri *et al*., 2012) y una eficiencia de recuperación de N en planta entre 50-60 % (Velasco *et al*., 2012). Estos valores son considerados orientativos ya que los mismos varían en función del nivel de proteína objetivo (Prystupa *et al*., 2008) y las características edafo-climáticas (Barbieri *et al*., 2012).

Lo mencionado plantea la necesidad de contar con herramientas complementarias que permitan cuantificar el aporte de N por mineralización durante el ciclo del cultivo, lo que permitiría mejorar la estimación del N disponible, la eficiencia de uso del N y minimizar el impacto ambiental de la fertilización. Para el SEB, Echeverría *et al*. (2000) proponen el empleo del N-amonio producido en incubación anaeróbica (Nan) de muestras de suelo (0-20 cm), dado que se correlaciona estrechamente con el N potencialmente mineralizable. Para el cultivo de maíz Orcellet *et al*. (2017) y para trigo Reussi Calvo *et al*. (2013) han determinado que el empleo del Nan permitió mejorar la estimación del RT para ambos cultivos. Sin embargo, no hay registros de trabajos que cuantifiquen si el aporte de la mineralización es similar para cebada respecto a trigo y si es posible realizar un modelo de diagnóstico que integre ambos cultivos. Por lo tanto, el objetivo del presente trabajo fue: a) evaluar si el Nan contribuye a mejorar la estimación del RT y la RTA a N en los cultivos de trigo y cebada, y b) desarrollar modelos de diagnóstico que integren ambos cereales de invierno.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron 28 ensayos de trigo y 24 de cebada bajo SD, durante los años 2006, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012 y 2016 en lotes con diferente historia agrícola del SEB. Los ambientes seleccionados están ubicados en las localidades de Maipú, General Madariaga, Balcarce, Miramar, Otamendi, Pieres y Lobería. El diseño experimental fue en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones y los tratamientos evaluados fueron dosis de N, la cual varió desde 40 hasta 200 kg N ha^{-1} según el sitio experimental. Para que el fósforo (P) y el azufre (S) no sean limitantes se aplicó a la siembra una dosis de 25 y 20 kg ha^{-1} de P y S, respectivamente. El fertilizante nitrogenado se aplicó al voleo en dos o tres hojas del trigo o cebada bajo la forma de urea (46-0-0). El tamaño de la unidad experimental fue de 30 m^2 (3 m de ancho por 10 m de largo). Las malezas, insectos y enfermedades fueron controlados mediante el uso de plaguicidas.

A la siembra del cultivo se realizaron muestreos de suelo en superficie (0-20 cm) para determinar el contenido de MO, pH y Nan, y en el perfil (0-20, 20-40 y 40-60 cm) para N-nitrato. La concentración de N-nitrato se extrajo con KCl y se determinó por colorimetría (Keeney & Nelson, 1982). Para poder estimar la disponibilidad de N (kg ha^{-1}) en los primeros 60cm de profundidad se empleo una densidad promedio de 1,2 Mg m^{-3} (Fabrizzi *et al*., 2005). La MO se determinó por el método Walkley & Black (Nelson & Sommers, 1996) y el pH en relación 1:2,5 (suelo-agua). Además, el Nan se obtuvo por incubación de la muestra de suelo en anaerobiosis durante 7 días a 40°C (Echeverría *et al*., 2000).

A cosecha se determinó el rendimiento del cultivo mediante el corte de plantas de 9 surcos al azar de 1 m de longitud (1,8 m^2) y las espigas fueron desgranadas en una trilladora estacionaria. El rendimiento se expresó al 14%. Además, para cada sitio experimental se ajusto un modelo cuadrático para determinar la dosis de N que maximizó el rendimiento en grano (dosis = 1N). La RTA se determinó como la diferencia en rendimiento entre el tratamiento 1N y testigo (0N). La misma se expresó como incremento en porcentaje sobre el rendimiento del tratamiento 0N.

Se realizó análisis de regresión empleando el procedimiento PROC REG (SAS Institute, 1988). Se empleo el método de selección stepwise para determinar la mejor combinación de variables que expliquen el RT y RTA. Además, se realizó test de paralelismo y coincidencia para evaluar el efecto de cultivo. Cuando las diferencias entre tratamientos fueron significativas se empleó el test de la diferencia mínima significativa (LSD), con un nivel de significancia de 5 % (SAS Institute, 1988).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las precipitaciones registradas durante el ciclo de crecimiento de los cultivos variaron desde 295 mm hasta 508 mm según el sitio y año. No obstante, en el 70% de los casos el valor medio fue superior al requerimiento hídrico (400 mm). Este nivel de precipitaciones sumado al adecuado contenido de humedad a la siembra de los cultivos indica que la disponibilidad hídrica no habría limitado mayormente el rendimiento del cultivos para la mayoría de los sitios.

En la Tabla 1 se presentan los valores de MO, Nan y N-nitrato a la siembra de los cultivos siendo el rango para ambos cultivos desde 3,8 a 6,9 %; 40 a 113 mg kg^{-1} y 25,8 a 104 kg ha^{-1}, respectivamente. Estas variaciones pueden atribuirse, principalmente, al efecto de las diferentes historias agrícolas y de manejo de los suelos. En un relevamiento de suelos, Sainz Rozas *et al*. (2011) determinaron valores medios de MO en el estrato superficial de 55 y 88 g kg^{-1} para condiciones agrícolas y prístinas, respectivamente. Además, varios trabajos han determinado cambios en los contenidos totales o de alguna fracción del carbono del suelo por efecto del manejo (Fabrizzi *et al*., 2003; Eiza *et al*., 2005). Se destaca que los suelos empleados en este estudio abarcan un amplio rango de valores de Nan, coinciente con el rango

reportado por Reussi Calvo *et al*., (2014) y, por ende, representan situaciones con diferente potencial de mineralización de N.

Tabla 1. Variables de suelo y cultivo para los diferentes sitios experimentales. Valor promedio ± desvio estándar. MO = materia orgánica; 0N = testigo y 1N = dosis de N que permitió el máximo rendimiento.

Cultivo	n	MO	Nan	N-nitrato	Rendimieto 0N	Rendimiento 1N	Respuesta a N
		%	mg kg^{-1}	----------	kg ha^{-1}	----------	
Trigo	28	5,6 ± 0,7	64,5 ± 13,5	64,1 ± 16,5	5087,1 ± 1134,4	6516,7 ± 1333,2	1420,6 ± 728,6
Cebada	24	5,4 ± 0,9	66,5 ± 20,0	52,6 ± 20,4	4422,7 ± 978,4	6859,3 ± 857,5	2436,6 ± 1198,4

Se determinó débil asociación entre la concentración de Nan y la disponibilidad de N a la siembra de los cultivos (Figura 1). Esto se explicaría en parte ya que el N-nitrato no solo depende del tamaño del pool mineralizable sino también del balance entre las entradas y sálidas de N del sistema (Genovese *et al*., 2009; Divito *et al*., 2011). Los resultados del presente estudio coinciden con los informados en maíz por Orcellet *et al*. (2017) y trigo por Reussi Calvo *et al*. (2013), e indicarían que es factible el empleo conjunto del N-nitrato y Nan para el diagnóstico de N en cereales de invierno.

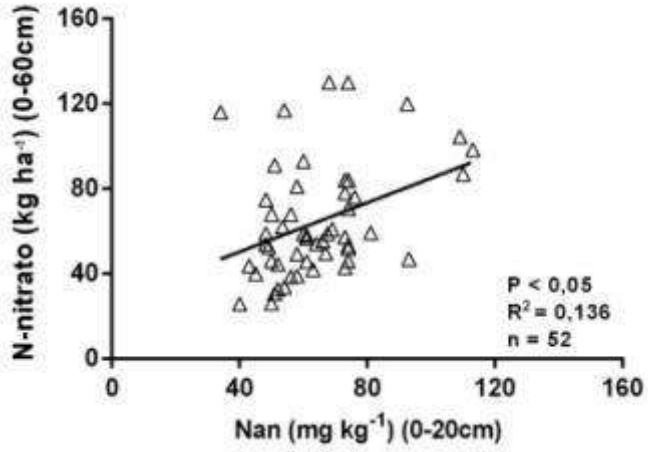


Figura 1. Relación entre la disponibilidad inicial de nitrógeno y el nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (Nan) en presiembra de cereales de invierno.

El valor promedio de rendimiento para el tratamiento 0N y 1N como así también la respuesta a la fertilización para ambos cereales se presenta en la Tabla 1. Para el 0N, el rango de rendimiento varió desde 3198 hasta 6942 kg ha^{-1} en trigo y desde 2900 hasta 5986 kg ha^{-1} para cebada. El desarrollo de modelos que permitan estimar dicho RT serían de gran utilidad para la definición de la dosis de N, dado que estarían integrando la oferta natural de N del suelo (Orcellet *et al*., 2017). Para el tratamiento 1N, el rango de redimiento varió desde 4190 hasta 9330 kg ha^{-1} en trigo y desde 4947 hasta 8620 kg ha^{-1} en cebada. Estos resultados evidencian el efecto de la fertilización nitrogenada sobre la productividad de los cultivos en el SEB y la diferente potencialidad de los años bajo estudio. Por último, la respuesta promedio al agregado de N fueron de 1240 y 2436 kg ha^{-1} para trigo y cebada, respectivamente. Estas diferencias entre sitios pueden explicarse en parte por la diferente disponibilidad hídrica, de N, genotipo y tipo de suelo (Calviño & Sadras, 2002; Sadras, 2004).

Se ajustó un único modelo para ambos cultivos (efecto de cultivo P = 0,97), en el cual el contenido de N-nitrato explicó el 42% de la variabilidad en el RT, lo que pone de manifiesto ciertas limitaciones del empleo de esta única variable para el diagnóstico de N en cereales de invierno (Figura 2A). Además, se pudo definir un UC de disponibilidad de N a la siembra de 110 kg ha^{-1}. Este bajo UC se explicaría en parte por la mayor eficiencia de uso de N del tratamiento 0N y por ende menor requerimiento por tonelada de grano (Prystupa *et al*., 2008; Barbieri *et al*., 2009; Reussi Calvo *et al*., 2013). En la actualidad, la adopción generalizada de la SD y el incremento del cultivo de soja como antecesor de trigo y cebada generan situaciones con una baja y poco variable disponibilidad de N a la siembra, lo cual ayudaría a explicar los resultados del presente trabajo. Por otra parte, en la Figura 2B se presenta la relación entre el RT y la concentración de Nan en presiembra. Se ajustó un único modelo (efecto de cultivo P = 0.07) en el cual el Nan explico el 42% de la variación del RT, siendo el UC de 92,5 mg kg^{-1}. Sin embargo, dicha relación puede estar forzada en parte por los 3 sitios de cebada con alto Nan, por lo tanto, es necesario su validación futura. Trabajos previos en trigo (Reussi Calvo *et al*.,

2013) y maíz (Orcellet *et al*., 2017) reportaron adecuada relación entre dichas variables, no obtante, este es el primer registro de UC para Nan en cereales de invierno.

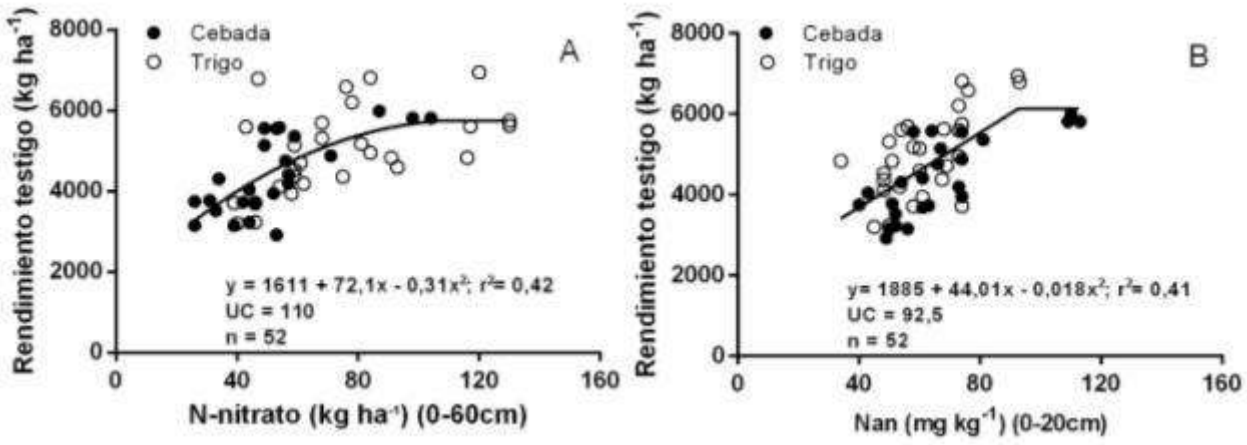


Figura 2. Rendimiento del testigo en función de A) la disponibilidad inicial de nitrógeno y B) el nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (Nan) en presiembra de cereales de invierno. UC = umbral crítico.

Cuando se integraron la disponibilidad N-nitrato y el Nan la capacidad predictiva del RT mejoró (Figura 3). Este modelo explicó el 58% de la variación en el RT, siendo la contribución del Nan significativa ($p<0,05$) y del 18%. No obstante, es válido mencionar que existen variaciones en rendimiento entre sitios por efecto de tipo de suelo y antecesor (Echeverría *et al*., 1992), y entre años por las precipitaciones (Calviño y Sadras, 2002). Por lo tanto, estos resultados indican que el contenido de N-nitrato inicial junto con la estimación del aporte por mineralización (Nan), deberían ser considerados en forma conjunta con el objetivo de cuantificar con mayor exactitud la disponibilidad de N para el cultivo. A modo de ejemplo, considerando la disponibilidad de N-nitrato y Nan promedio de los 52 sitios (Tabla 1) es posible estimar con el modelo de la Figura 3 un RT de 4646 kg ha^{-1}. Es válido mencionar que el RT promedio de los 52 sitios fue de 4740 kg ha^{-1} y, por ende, el modelo subestimó en solo un 2% dicho rendimiento.

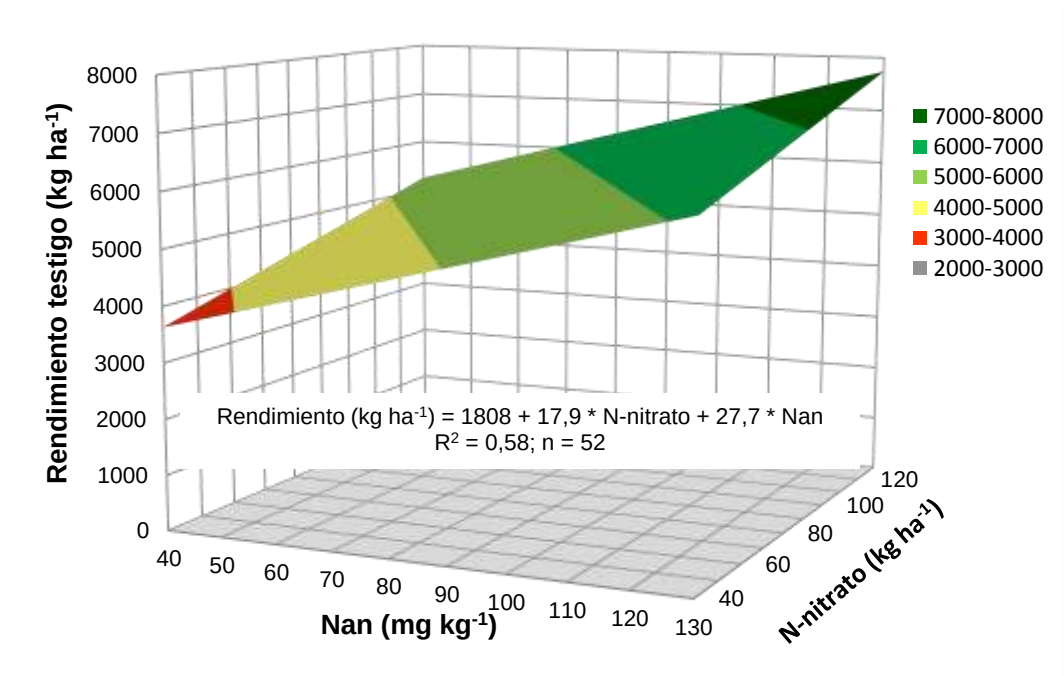


Figura 3. Modelo de regresión múltiple entre el rendimiento del cultivo trigo/cebada sin fertilizante y la disponibilidad inicial de nitrógeno y el nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (Nan) en presiembra.

Para finalizar, se obtuvo un modelo que permitió estimar la RTA en función del contenido de Nan y disponibilidad de N en presiembra del cultivo (Figura 4), siendo el ajuste del 46%. El valor del coeficiente de Nan y N-nitrato en dicho modelo fue negativo lo cual indica una menor respuesta a N en situaciones con mayor disponibilidad de dichos indicadores (Sainz Rozas *et al*., 2008; Reussi Calvo *et al*., 2013; Orcellet *et al*., 2017). Este tipo de modelo podría disminuir la incertidumbre si se incorporan otras variables como la temperatura media y precipitaciones, información que será considerada en futuros trabajos. En síntesis, con la información del presente trabajo es posible estimar con precisión la dosis de N para trigo y cebada considerando los siguientes pasos: 1) estimación del RT en función del Nan y N-nitrato en presiembra (modelo Figura 3); 2) estimación de la RTA; 3) cálculo de la respuesta en kg ha^{-1} como producto del RT * RTA y finalmente permitiría definir la dosis de N considerando un requerimiento de 30 kg N Mg^{-1} (Barbieri *et al*., 2012) y una eficiencia de recuperación de N en planta entre 50-60 % (Velasco *et al*., 2012). Es valido mencionar que esta dosis permitiría maximizar el rendimiento aunque no necesariamente la calidad del grano, para lo cual es fundamental emplear herramientas de monitoreo de N durante el ciclo del cultivo y/o modificar el requerimiento de N por tonelada de grano.



Figura 4. Modelo de regresión múltible entre la respuesta en rendimiento (RTA) de trigo/cebada y la disponibilidad inicial de nitrógeno y el nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (Nan) en presiembra.

CONCLUSIONES

Se ajusto un único modelo que integra ambos cereales de invierno y que permite estimar el rendimiento del testigo y la respuesta al agregado de N. La inclusión de un estimador de la mineralización como el Nan mejoró la capacidad predictiva de N-nitrato. En síntesis, el contenido de N-nitrato junto con la determinación de Nan deberían ser considerados al momento de realizar el diagnóstico de las necesidades de N para ambos cultivos. No obstante, la incorporación de otras variables edafo-climaticas podrían disminuir la incertidumbre de dichos modelos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado con subsidios de FONCyT (Project PICT 2016-0304), Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) (Project PNSUELO-1134024), laboratorio de suelos FERTILAB y Relación Suelo-Cultivo de EEA INTA Balcarce.

BIBLIOGRAFÍA

- Alzueta, I; LG Abeledoa; CM Mignone & DJ Miralles. 2012. Differences between wheat and barley in leaf and tillering coordination under contrasting nitrogen and sulfur conditions. Europ. J. Agronomy 41: 92-102.
- Barbieri, PA; HE Echeverría & HR Sainz Rozas. 2009. Dosis óptima económica de nitrógeno en trigo según momento de fertilización en el sudeste bonaerense. Ci. Suelo 27: 115-125.
- Barbieri, PA; HE Echeverría & HR Sainz Rozas. 2012. Alternatives for Nitrogen Diagnosis for Wheat with Different Yield Potentials in the Humid Pampas of Argentina. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 43: 1512-1522.
- Calviño, P & V Sadras. 2002. On-farm assessment of constraints to wheat yield in the south-eastern Pampas. Field Crops Res. 74:1-11.

- Cossani, CM; GA Slafer & R Savin. 2009. Yield and biomass in wheat and barley under a range of conditions in a Mediterranean site. Field Crops Res. 112: 205-213.
- Cossani, CM; GA Slafer & R Savin. 2012. Nitrogen and water use efficiencies of wheat and barley under a Mediterranean environment in Catalonia. Field Crops Res. 128: 109-118.
- Divito, GA; HR Sainz Rozas; HE Echeverría; GA Studdert & N Wyngaard. 2011. Long term nitrogen fertilization: Soil property changes in an Argentinean Pampas soil under no tillage. Soil Till. Res. 114: 117-126.
- Echeverría, HE, CA Navarro & FH Andrade.1992. Nitrogen nutrition of wheat following different crops. J. of Agric. Sci. Cambridge. 118: 157-163.
- Echeverría, H; R Bergonzi & J Ferrari. 1994. Un modelo para estimar la mineralización de nitrógeno en suelos del sudeste de la provincia de Buenos Aires (Argentina). Ci. Suelo. 12: 56-62.
- Echeverría, HE; N San Martin & R Bergonzi. 2000. Métodos rápidos de estimación del nitrógeno potencialmente mineralizable en suelos. Ci. Suelo. 18: 9-16.
- Eiza, MJ; N Fioriti; GA Studdert & HE Echeverría. 2005. Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: efecto de los sistemas de cultivo y de la fertilización nitrogenada. Ci. Suelo. 23: 59-67.
- Ferraris, GN; F Mousegne; M Barraco; J Cavo; L Couretot; R Falconi; O Ferraris; E Lemos; M López de Sabando; G Magnone; A Martín; P Melill; A Paganini; G Pérez; R Pontoni; J Zanettini; C Scianca; R Solá; MG Tellería & L Ventimiglia. 2014. Rendimiento y respuesta comparada a fósforo y nitrógeno en trigo y cebada cervecera (2009, 2010, 2011, 2012 y 2013). En: XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Bahía Blanca.
- Fabrizzi, KP; A Morón & FO García. 2003. Soil carbon and nitrogen organic fractions in degraded vs. non-degraded Mollisols in Argentina. Soil Sci. Soc. Am. J. 67: 1831-1841.
- Fabrizzi, KP; FO García; JL Costa & LI Picone. 2005. Soil water dynamics, physical properties and corn and wheat responses to minimum and no-tillage systems in the southern Pampas of Argentina. Soil and Tillage Res. 81: 57-69.
- Genovese, F; HE Echeverría; GA Studdert & H Sainz Rozas. 2009. Nitrógeno de amino-azúcares en suelos: calibración y relación con el nitrógeno incubado anaeróbico. Ci. Suelo. 27: 225-236.
- Heitholt, JJ; LI Croy; NO Maness & HT Nguyen. 1990. Nitrogen partitioning in genotypes of winter wheat differing in grain N concentration. Field Crops Res. 23: 133-144.
- Keeney, DR & DW Nelson. 1982. Nitrogen inorganic forms. In: Page, A.L. *et al*. eds. Methods of soil analysis. Part 2. Agron. Monog 9 ASA and SSSA, Madison, WI. pp. 643-698.
- Nelson, DW & LE Sommers. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In Methods of Soil Analysis, Part 3, Chemical Methods, ed. D. L. Sparks, 961-1010. Madison, WI: ASA-SSSA.
- Orcellet, JM; NI Reussi Calvo; HE Echeverría & HR Sainz Rozas. 2015. Eficiencia de uso de nitrógeno en cebada en el sudeste bonaerense: efecto de aplicaciones divididas. Ci. Suelo. 33: 97-105.
- Orcellet, J; NI Reussi Calvo; HR Sainz Rozas; N Wyngaard & HE Echeverría. 2017. Anaerobically incubated nitrogen improved nitrogen diagnosis in corn. Agro J. 109: 291-298.
- Prystupa, P; G Ferraris; T Loewy; R Bergh; L Ventimiglia; FH Gutierrez Boem & L Coureot. 2008. Fertilización de Cebada Cervecera cv. Scarlett: IV. Estimación de la respuesta del contenido proteico a la fertilización nitrogenada. En: XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. San Luis. En CD.
- Reussi Calvo, NI; HR Sainz Rozas; HE Echeverría & A Berardo. 2013. Contribution of anaerobically incubated nitrogen to the diagnosis of nitrogen status in spring wheat. Agron J. 105: 321-328.
- Reussi Calvo, NI; GA Studdert; MB Calandroni; FN Cabria; NV Diovisalvi & A Berardo. 2014. Nitrógeno incubado en anaerobiosis y carbono orgánico en suelos agrícolas de buenos aires. Ci. Suelo 32: 189-196.
- Rice, CW & JL Havlin. 1994. Integrating mineralizable nitrogen indices into fertilizer nitrogen recommendations. In: Havlin, JL & JS Jacobsen (eds). Soil testing: Prospects for improving nutrient recommendations. SSSA Sp. Pub. 40. Soil Sci. Soc. Am., Madison Wisconsin, EEUU. pp. 1-13.
- Sadras, VO. 2004. Yield and water-use efficiency of water- and nitrogen-stressed wheat crops increase with degree of co-limitation. Europ. J. Agronomy 21: 455-464.
- Sainz Rozas, H; P Calviño; H Echeverría; M Redolatti & P Barbieri. 2008. Contribution of anaerobically mineralized nitrogen to reliability of planting or presidedress soil nitrogen test in maize. Agron. J. 100:1020-1025.
- Sainz Rozas, H; HE Echeverria & H Angelini. 2011. Niveles de carbono orgánico y ph en suelos agrícolas de la región pampeana y extrapampeana argentina. Ci. Suelo. 29: 29-37.
- SAS INSTITUTE INC.1988. SAS/STAT Users Guide. Version 6.03 Edition. Cary, NC.
- Velasco, JL; H Sainz Rozas; H Echeverría & P Barbieri. 2012. Optimizing fertilizer nitrogen use efficiency by intensively managed spring wheat in humid regions: Effect of split application. Can. J. Plant Science. 92: 1-10.

C3P68. ÍNDICE DE CALIDAD QUÍMICA DE CUATRO GRANDES GRUPOS DE SUELOS DEL DEPARTAMENTO MERCEDES, CORRIENTES

Rey Montoya Tania Soledad[1], Matteio Juan Pablo[2], Sanabria María Cristina[2]; Grancic Carla Eliana [3]; Garay Jorge Marcelo[3], Ybarra Diego Daniel[1] y Kurtz Ditmar Bernardo [2].

[1]Becaria de Formación INTA Corrientes. Correo electrónico: montoya.tania@inta.gob.ar.
[2] Investigadora INTA Corrientes
[3] Profesional externo INTA Corrientes
[1 ,2 y 3] Ruta 12, km 1008. 3416. El Sombrero (Corrientes, Argentina)

RESUMEN

Frente a la necesidad de producir más alimentos y productos derivados de la producción primaria y con vistas al objetivo planteado por el gobierno de Corrientes de "agriculturizar" la provincia, es que, el grupo de Recursos Naturales de INTA Corrientes a pedido del Ministerio de Producción ha realizado la cartografía del departamento Mercedes a escala 1:50000. Mercedes tiene una fuerte tradición de ganadería y escasa en agricultura, básicamente arroz. La sustentabilidad de los sistemas puede ser evaluada a través del estudio de la calidad del suelo. Esto requiere la medición de indicadores para evaluar las consecuencias de diferentes usos de los suelos. El objetivo de este trabajo fue calcular y comparar los índices de calidad de cuatro Grandes grupos de suelos, sin uso agrícola. Mercedes posee 22 Grandes Grupos de los cuales, los Argiudoles ocupan el 21,3%, los Epiacualfes 15,6%, los Argiacuoles 15,0% y los Albacualfes un 13,8% del total. Las muestras de suelo se analizaron en el Laboratorio de Suelos Aguas y Vegetales de INTA Corrientes. Para el cálculo del índice de calidad, se usaron las variables químicas del primer horizonte. Para seleccionar un Conjunto Mínimo de Indicadores (CMI) se realizó análisis de varianza univariado y prueba de comparaciones múltiples de Di Rienzo, Guzmán y Casanoves (DGC), donde solamente aquellas variables con valor de $p<0,05$ y CV <40 fueron retenidas para el análisis multivariado posterior de componentes principales (CP). Luego se seleccionaron las CP 1 y 2. La primera explicó el 79% y la segunda el 18%. Dentro de CP1 quedaron seleccionadas materia orgánica (MO), carbono orgánico (CO), nitrógeno total (NT), capacidad de intercambio catiónico (CIC) y saturación de bases (V) y de la CP2, la acidez intercambiable (H^+). Como en la CP1 más de una variable fue seleccionada, se utilizó el coeficiente de correlación para determinar si las variables fueron o no redundantes y entonces, eliminar una de ellas del CMI. Para ello se realizó el análisis de correlación de Pearson. Para el cálculo del índice, finalmente quedaron MO, CIC y V. Para normalizar los valores de los indicadores se utilizaron los modelos lineales (donde cada variable es normalizada usando el criterio de cuanto mayor mejor) hallándose los factores de ponderación (fp) para cada variable. De esta manera el índice de calidad química de suelo para cada Gran Grupo analizado quedó conformado como: índice de calidad= (MO *(fp)+CIC*(fp)+V*(fp))+(H^+*(fp)). A nivel de Gran Grupo los valores calculados con los índices anteriores dieron un resultado de 22,90; 22,06; 15,52 y 13,96 respectivamente los que quedan clasificados como de muy alta calidad química Argiudol y Argiacuol, de alta calidad el Epiacualf y de moderada calidad el Albacualf. Vale aclarar que éste índice de calidad de suelo fue determinado solamente con datos analíticos - químicos, sin tener en cuenta otras variables o limitantes del suelo, como rocosidad y riesgo de erosión. Los factores de ponderación obtenidos podrían utilizarse como línea de base para futuros monitoreos de sustentabilidad de sistemas productivos recurriendo a los resultados de los análisis químicos de suelos correspondientes para cada situación de manejo.

Palabras clave: Argiudol, Argiacuol, Epiacualf

C3P69. APORTE NUTRICIONAL DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA EN SISTEMAS PRODUCTIVOS DE GRANOS DE TUCUMAN

Robledo Gonzalo E.[1], Morandini Miguel[1], Sanzano G. Agustín[1]; Rojas Quinteros Hugo C.[2], Devani Mario R.[3], Gamboa Daniel[3] y Daniel Facundo[3].

[1]Ings. Agrs., Sección Suelos y Nutrición Vegetal; [2]Lic. en Qca., Sección Suelos y Nutrición Vegetal; [3]Ings Agrs.; Sección Granos. Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres. William Cross 3150. Las Talitas. Tucumán, Argentina. gerobledo@eeaoc.org.ar

RESUMEN

En los últimos años se ha desarrollado el concepto de intensificación agrícola con la introducción de cultivos de cobertura entre dos cultivos de verano. Un cultivo de cobertura (CC) se define como una cubierta vegetal viva que cubre el suelo de manera temporal. No tiene un fin comercial, pero agrega valor al siguiente cultivo, que es el de principal interés económico. La finalidad de éstos es contribuir en el aporte de materia orgánica y nutrientes, disminuir la erosión hídrica y eólica, reducir la población de malezas, y en lo posible, conservar la humedad del suelo. Con el objetivo de evaluar el aporte de materia seca y nutrientes de la biomasa generada por parte de los CC en lotes comerciales de sistemas productivos de granos del NOA, se realizaron evaluaciones durante las campañas 2015/16 y 2016/17. Además, durante el verano, se instalaron ensayos de fertilización nitrogenada en maíces sembrados sobre distintos antecesores como CC, para evaluar la respuesta por parte del cultivo de interés económico al agregado de nitrógeno (N). Ambas campañas, a pesar de presentar diferentes registros pluviométricos, se caracterizaron por la obtención de altos rendimientos de materia seca en las distintas coberturas invernales. En cuanto a composición química se refiere, los CC leguminosas presentaron mayor % de N en sus tejidos. Razón por la cual, posiblemente, fueron los que aportaron mayor contenido de N orgánico al sistema para el cultivo de verano siguiente. Por otro lado, la relación C/N del rastrojo de las leguminosas fue más baja que el de las gramíneas, dejando en superficie un residuo de mayor velocidad de descomposición. Como regla general, para las condiciones donde se llevaron a cabo estos ensayos, se puede decir que un rastrojo de CC perteneciente a la familia de las leguminosas aportaron al sistema aproximadamente 22 kg/ha de N orgánico por cada tonelada de materia seca producida, con una relación C/N de 23. Mientras que un CC gramínea aportó 13 kg/ha de N por cada tonelada de materia seca, con una relación C/N de 40.

Palabras claves: Nitrógeno, Fertilización, Biomasa.

INTRODUCCION

En el NOA, los sistemas productivos de granos han evolucionando hacia secuencias de cultivos con fuerte predominio del cultivo de soja en detrimento del maíz (Fandos *et al.*, 2012). Esta falta de rotación de cultivos ha provocado la degradación física, química y biológica de los suelos, lo que se tradujo en importantes pérdidas de materia orgánica, fósforo, reducción progresiva del pH, aumento de la densidad aparente, disminución de la infiltración, y aumento del escurrimiento y la erosión hídrica (Dantur *et al*., 1989; Sánchez *et al*., 1998; Hernández *et al*., 2011). Los resultados agronómicos de la agricultura de secano están fuertemente determinados por la eficiencia en la captación del agua de lluvia y por la reducción de pérdidas por escurrimiento y evaporación. Desde ese punto de vista, manteniendo la cobertura con residuos de cosecha, aumenta la infiltración, disminuye las pérdidas por evaporación y permite un mejor control de malezas (Sanzano *et al.*, 2005).

En los últimos años se ha desarrollado el concepto de intensificación agrícola con la introducción de cultivos de cobertura entre dos cultivos de verano. Un cultivo de cobertura (CC) se define como una cubierta vegetal viva que cubre el suelo de manera temporal. No tiene un valor comercial, pero agrega valor al siguiente cultivo, que es el de principal interés económico. Los CC no se cultivan para cosechar, sino para llenar vacíos, sean de tiempo o espacio, que dejan las siembras comerciales (Altieri, 1999). Los residuos de los CC juegan un papel importante tanto como mulch, que favorece la conservación del suelo y el agua, así como un insumo para mantener la materia orgánica y restituir nutrientes al suelo (Schomberg *et al.*, 1994). Los cultivos de cobertura se realizan durante el período de barbecho, previo a la siembra de un cultivo destinado a la producción de granos, interrumpiendo su crecimiento a través de la aplicación de herbicidas (Caviglia *et al.*, 2008). La finalidad de éstos es contribuir en el aporte de materia orgánica y nutriente, disminuir la erosión hídrica y eólica, reducir la población de malezas, y en lo posible, conservar la humedad del suelo. Como

recomendación general para un esquema de rotación soja-maíz, se sugiere la implantación de una gramínea antes de la soja con el objetivo de lograr cobertura y absorber nitratos residuales de la fertilización del maíz. Antes del maíz, la inclusión de un cultivo de leguminosa como cobertura genera protección al suelo, reduce el requerimiento de fertilizante nitrogenado e incrementa el rendimiento potencial del cultivo principal.

Con el objetivo de evaluar el aporte de materia seca y nutrientes de la biomasa generada por parte de los CC, se realizó un seguimiento de los mismos durante el invierno en lotes comerciales. Además, durante el verano, se instalaron ensayos de fertilización nitrogenada en maíces sembrados sobre los distintos antecesores antes estudiados, y así evaluar la respuesta por parte del cultivo de verano al agregado de nitrógeno (N).

MATERIALES Y METODOS

Durante las campañas 2015-2016 y 2016-2017, en la localidad de Gob. Piedrabuena, perteneciente al Dpto. de Burruyacú, provincia de Tucumán, se llevaron a cabo ensayos de fertilización nitrogenada en el cultivo de maíz, con distintos cultivos antecesores utilizados como cobertura invernal.

Durante el invierno de ambas campañas, se realizó el seguimiento de los cultivos antecesores utilizados como cobertura: Avena strigosa y Vicia villosa durante la primera campaña; y Trigo, Garbanzo y una mezcla de Trigo + Vicia villosa durante la segunda. La fecha de siembra de los cultivos invernales para la primera campaña de estudio fue en el mes de mayo, mientras que para la segunda en el mes de abril. En ambos casos se utilizaron 30 kg/ha de semilla de Vicia; 50 kg/ha de Avena strigosa y 70 kg/ha de Garbanzo. Todas las coberturas fueron sembradas en línea, una vez cosechado el cultivo del verano anterior, que fue soja en todos los casos. Para el caso de la mezcla Trigo + Vicia villosa, se sembró realizando pasadas intercaladas a 52 cm, de forma tal que la mezcla quedo en líneas con ambas especies a 26 cm de distanciamiento.

Durante el invierno, las determinaciones realizadas sobre los distintos CC, fueron: rendimiento de materia seca (kg/ha) y sus características químicas. Las muestras se tomaron sobre puntos georeferenciados dentro del lote comercial sembrado con los distintos CC, coincidentes con el lugar donde se llevaron a cabo ensayos de fertilización con dosis crecientes de N en el cultivo de maíz durante el verano siguiente. La metodología utilizada para la obtención de las mismas fue mediante un aro de superficie conocida. Cabe destacar que las muestras obtenidas fueron solamente de la parte aérea de las plantas. El muestreo de los distintos CC fue en floración, momento en el cual se realizó la aplicación de herbicidas para cortar el ciclo de los cultivos de invierno. Dichas muestras fueron secadas en estufa hasta peso constante a 60°C. Y por último, los pesos obtenidos fueron llevados a kg/ha, estimando así el rendimiento de materia seca por unidad de superficie. Por otro lado, en laboratorio, se determinó N total (%), por el método de Kjeldahl, y Carbono Orgánico Total (%), por método de Calcinación a cada una de las muestras obtenidas a campo. Las tablas 1 y 2 muestran los resultados de las distintas determinaciones realizadas en laboratorio para ambas campañas.

Tabla N°1: Rendimiento de materia seca (kg/ha) y características químicas de los CC. Gob. Piedrabuena. Campañas 15-16 y 16-17. Tucumán – Argentina.

Campañas	CC	M.S. (kg.ha^{-1})	N total (%)	C. Org. Total (%)	Relación C/N
15-16	Vicia villosa	3770	1.8	48.9	27.1
	Avena strigosa	2765	1.1	52.7	47.9
16-17	Trigo	3155	1.4	51.3	36.6
	Garbanzo	2654	2.7	50.7	18.8
	Vicia + Trigo	5604	1.3	49.9	38.4

Tabla N°2: Nitrógeno Total, Carbono Orgánico Total y Equivalente Urea (kg/ha) de los CC. Gob. Piedrabuena. Campañas 15-16 y 16-17. Tucumán – Argentina.

Campañas	CC	N total (kg.ha^{-1})	C. Org. Total (kg.ha^{-1})	Equivalente Urea (kg.ha^{-1})
15-16	Vicia villosa	67.9	1843	148
	Avena strigosa	30.4	1457	66
16-17	Trigo	44.2	1618	96
	Garbanzo	71.6	1345	155
	Vicia + Trigo	72.8	2797	158

Es muy importante aclarar que nuestra región se caracteriza por un régimen pluviométrico del tipo monzónico, ya que más del 80% de las precipitaciones anuales se dan durante el semestre cálido. Es decir, que el éxito de una buena implantación de un cultivo de invierno, depende en gran medida de la humedad de suelo remanente del verano anterior. La tabla N° 3 muestra las precipitaciones de ambas campañas en los sitios donde se llevaron a cabo los distintos ensayos.

Tabla N°3: Precipitaciones totales en los distintos años de evaluación. Gob. Piedrabuena. Tucumán – Argentina.

Años	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Total
2015	100	191	278	0	0	0	0	36	3	9	114	175	**906**
2016	265	108	71	0	0	0	0	10	0	23	87	85	**649**

Durante el verano, luego de la implantación de los CC, en el cultivo de maíz sembrado sobre los distintos antecesores, se instalaron ensayos de fertilización nitrogenada con dosis crecientes de N. Las dosis evaluadas en la primera campaña fueron: testigo absoluto (N0), 50 kg/ha de N (N50), 75 kg/ha de N (N75), 100 kg/ha de N (N100), 125 kg/ha de N (N125) y 150 kg/ha de N (N150), tanto con antecesor Vicia villosa como con antecesor barbecho invernal, mientras que para antecesor Avena strigosa solamente se evaluaron tres tratamientos: N0, N75 y N150. En la siguiente campaña de estudio se evaluaron: N0, N50, N100, N150 y N200 sobre tres antecesores distintos (Trigo, Garbanzo y una mezcla Vicia villosa+ Trigo). El fertilizante nitrogenado utilizado en ambos casos fue Urea (46-0-0), aplicado superficialmente y sin incorporar, cuando el maíz presentó seis hojas verdaderas (V6). Además, en el mismo momento, se determinó nitratos de suelo hasta los 90 cm de profundidad en cada uno de los sitios ensayados, antes de la aplicación del fertilizante nitrogenado. La tabla N°4 muestra los resultados de laboratorio de los contenidos de nitratos de suelo a distintas profundidades en cada uno de los sitios ensayados y en ambas campañas de estudio.

Tabla N°4: Nitratos de suelos en el cultivo de maíz en V6, sembrados sobre distintos antecesores como CC. Gob. Piedrabuena. Campañas 15-16 y 16-17. Tucumán – Argentina.

Campañas	CC	Nitratos de suelos en V6 (ppm)			
		0-30	**30-60**	**60-90**	**Total**
15-16	Vicia villosa	29.8	29.7	35.9	**95.4**
	Avena strigosa	18.6	20.0	31.7	**70.3**
	Barbecho	14.9	17.0	29.9	**61.8**
16-17	Trigo	52.2	35.3	36.6	**124.1**
	Garbanzo	75.7	73.7	55.1	**204.5**
	Trigo + Vicia	74.9	51.2	35.1	**161.2**

El diseño experimental utilizado para los ensayos de fertilización nitrogenada, fue en bloques completamente aleatorizados con 4 repeticiones. El análisis de la varianza de las medias de los rendimientos de granos (kg/ha) de cada tratamiento, fue realizado mediante LSD Fisher con una probabilidad de error del 95% (P>0.05). Cada parcela estuvo constituida por seis líneas sembradas a 52 cm, con un largo de 10 mts., sumando así una superficie por parcela de aproximadamente 31 m^2. Durante la madurez del cultivo, se cosecharon las espigas de las tres líneas centrales de cada parcela, en una longitud de 5 mts. De esta manera, se cosechó una superficie de 7,8 m^2 en cada una de las parcelas de estudio. Cada muestra se trillo en maquinas fijas, se realizo peso del grano y finalmente se estimó el rendimiento en kg/ha.

RESULTADOS Y DISCUSION

En ambas campañas, con diferentes registros pluviométricos, los CC se caracterizaron por finalizar con altos rendimientos de materia seca. En cuanto a composición química se refiere, los CC pertenecientes a la familia de las leguminosas presentaron mayor % de N en sus tejidos. Razón por la cual, posiblemente, aportaron mayor contenido de N orgánico al sistema para el cultivo de verano siguiente. Por otro lado, la relación C/N del rastrojo de las leguminosas es más baja que el de las gramíneas, dejando en superficie un residuo de mayor velocidad de descomposición (Paustian *et al.*, 1997).

Los rendimientos de granos en el cultivo de maíz obtenidos con cada uno de los tratamientos evaluados, para ambas campañas y sobre distintos antecesores, se pueden observar en las figuras 1 y 2.

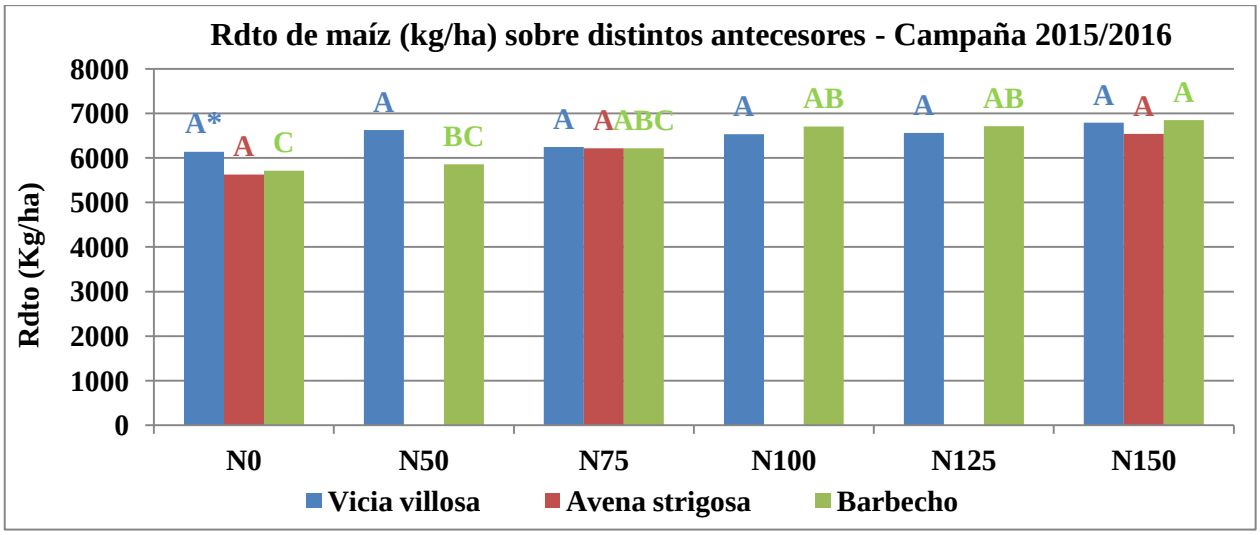


Figura 1: Rendimiento medio de maíz (Kg/ha) de cada tratamiento sobre distintos cultivos antecesores. Gob. Piedrabuena. Campaña 15-16. Tucumán – Argentina.

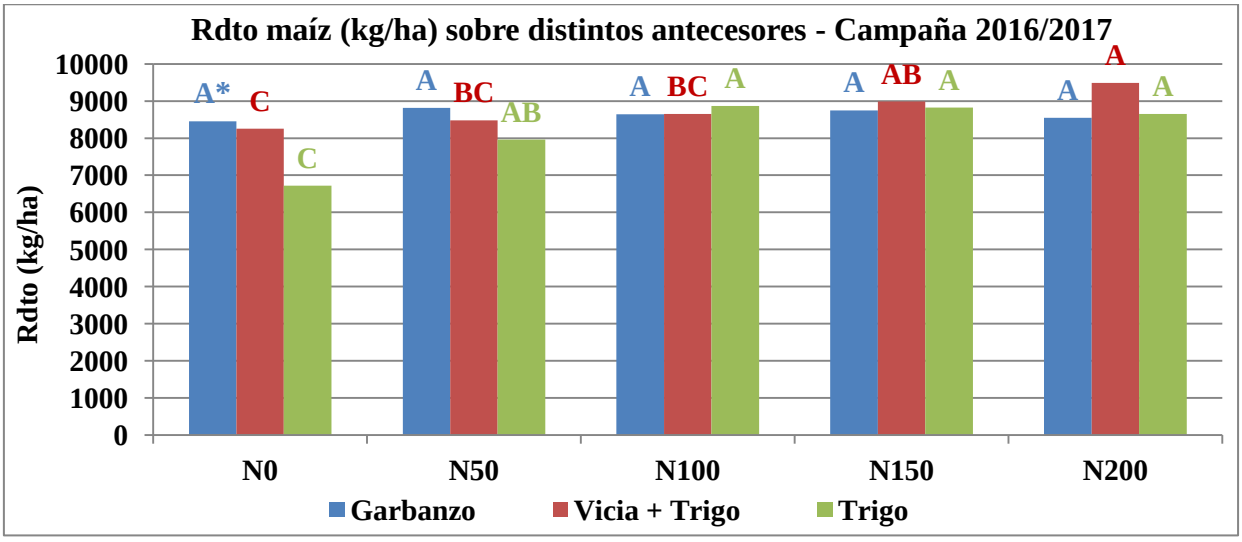


Figura 2: Rendimiento medio de maíz (kg.ha-1) de cada tratamiento sobre distintos cultivos antecesores. Gob. Piedrabuena. Campaña 16-17. Tucumán – Argentina.

***Letras distintas indican diferencias significativas con test DLS, con una probabilidad de error del 5% (P>0.05).

Para la campaña 2015-2016, en el único ensayo donde se observó algún tratamiento con diferencia significativa con respecto al TA, fue cuando el maíz se sembró sobre barbecho de invierno como antecesor, y con una respuesta por parte del cultivo de verano a partir de los 100 kg/ha (aproximadamente 217 kg/ha de Urea). A su vez, cuando el antecesor fue un CC, sea leguminosa o gramínea, ningún tratamiento evaluado se diferenció del testigo sin fertilizar.

Durante la segunda campaña, el único ensayo en el que los tratamientos evaluados no tuvieron diferencias significativas con el TA fue cuando el antecesor se trató de garbanzo. Mientras que, cuando el antecesor fue la mezcla Vicia villosa + Trigo, el maíz respondió a partir de los 150 kg/ha de N (aproximadamente 325 kg/ha de Urea), y cuando el antecesor fue Trigo como CC, el cultivo de verano respondió a partir de los 50 kg/ha de N (aproximadamente 110 kg/ha de Urea).

Tomando los valores de las muestras de materia seca de la parte aérea de la planta en los distintos CC, para ambas campañas y para dicha localidad, el rastrojo de los CC de la familia leguminosa aportaron al sistema aproximadamente 22 kg/ha de N orgánico por cada tonelada de materia seca producida, con una relación C/N de 23. Mientras que para el caso de los CC gramíneas aportaron 13 kg/ha de N por cada tonelada de materia seca producida, con una relación C/N de 40.

Por otra parte, se pudo observar en los distintos ensayos la variación de nitratos de suelo hasta los 90 cm de profundidad, en función de los distintos CC que fueron antecesores. De esta manera, los mayores contenidos de nitratos de suelo en V6 (seis hojas verdaderas en el cultivo de maíz), se obtienen cuando el antecesor fue leguminosa como CC.

CONCLUSIONES

Se observó asociación entre los contenidos de nitratos de suelo en V6 (seis hojas verdaderas) en el cultivo de maíz y la respuesta de éste a la fertilización nitrogenada. Es decir, a mayor contenido de NO_3 de suelo en V6, las respuestas son nulas o a mayores dosis de N.

Las leguminosas como cultivo de cobertura hicieron un mayor aporte de nitratos para el cultivo de maíz. Además, por presentar una relación C/N baja, su residuo de rápida descomposición, deja los nutrientes disponibles más rápidamente para el siguiente cultivo. A la hora de fertilizar con N es muy importante tener en cuenta el cultivo antecesor.

A pesar de tener diferentes registros pluviométricos en ambas campañas de evaluación, no se observaron diferencias en los rendimientos de materia seca en los distintos CC. Posiblemente, la anticipación en la siembra de la segunda campaña haya sido muy importante para que no exista diferencia en cuanto a rendimientos de materia seca.

Si bien se trata del análisis de dos campañas solamente, la repetición de estas evaluaciones en los próximos años permitirá brindar mayor solidez a estas consideraciones.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece el apoyo del laboratorio de la Sección Suelos y Nutrición Vegetal por las determinaciones realizadas a todas las muestras tomadas a campo, tanto foliares como de suelo.

También un especial agradecimiento al Ing. Agr. Antonio Izquierdo, encargado de la Estancia Santa Teresita, por permitir llevar a cabo estos ensayos en lotes comerciales de dicho establecimiento.

BIBLIOGRAFIA

- Fandos C.; P. Scandaliaris; J. Carreras Baldrés & F. Soria. 2012. Superficie cultivada con soja y maíz en Tucumán en la campaña 2011/2012 y comparación con campañas anteriores. Boletín Electrónico (En línea). Disponible en: www.eeaoc.org.ar
- Hernández, C.; F. Sosa; G. A. Sanzano; G. Robledo; D. E. Gamboa; C. Sotomayor; J. I. Romero; M. Morandini & H. Rojas Quinteros. 2011. Experiencia de fertilización en maíz. En: Gamboa, D.; Lane Wilde B.; Goizueta F. y M. R. Devani (eds.). El maíz en el NOA. Campaña 2011/2012. Publ. Espec. EEAOC (46): 91-98.
- Dantur, N. C.; C. F. Hernández; M. R. Casanova; V. Bustos & L. Guzmán. 1989. Evolución de las propiedades de los suelos de la Región Chaco-Pampeana de Tucumán bajo diferentes alternativas de producción. Rev. Ind. y Agríc. de Tucumán 66 (1): 33-66.
- Sánchez, H. A.; J. R. García; M. R. Cáceres y R. D. Corbella. 1998. Labranzas en la Región Chacopampeana Subhúmeda de Tucumán. En: Panigatti, J. L.; H. Marelli; C. Buzchiazzo y R. Gil (eds.), Siembra Directa. INTA. Ed. Hemisferio Sur, Buenos Aires, R. Argentina, pp. 245-256.
- Sanzano, G. A.; R. D. Corbella; J. R. García & G. S. Fadda. 2005. Degradación física y química de un Haplustol típico bajo distintos sistemas de manejo de suelo. Ci Suelo (Argentina) 23 (1): 93-100.
- Caviglia O. P.; N. V. Van Opstal; V. C. Gregoratti; R. J. M. Melchiori & E. Blanzaco. 2008. El invierno: estación clave para intensificación sustentable de la agricultura. Agricultura sustentable. Actualización técnica. INTA Paraná. Septiembre de 2008. Pp: 7-13.
- Altieri, M. 1999. Agroecología. Bases científicas para una agricultura sustentable. Ed. Nordan-Comunidad.
- Schomberg, H. H., Ford, P. B., Hargrove, W. L. 1994. Influence of crop residues on nutrient cycling and soli chemical properties. In Managing Agricultural Residues. Ed. P. Unger. Chapter 6 pp 100-116.
- Paustian, K., Collinns, H. & Paul, E., 1997. Managements Controls on Soil Carbon, in Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems, En CRC Press Inc.

C3P70. EFECTO DE LA APLICACIÓN DE CAL AGRICOLA SOBRE EL PH, ALUMINIO Y FÓSFORO EN UN ULTISOL

Rojas Cáceres, A.; Lares Cuevas, Derlis Hernán; Rolón Paredes, Gustavo A., González Cáceres, Eugenio; Rasche Álvarez, Jimmy W.; Duarte Monzón, Alder D.; Quiñonez Vera, Laura R.y Rheinhermer dos Santos, Danilo

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Asunción. Avenida Mcal. López 2160. San Lorenzo, Paraguay. gonzalezeugenio21@gmail.com

RESUMEN

La acidez del suelo es un factor esencial para el crecimiento de las plantas. El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto de la aplicación de dosis de cal agrícola sobre en pH, aluminio intercambiable (Al^{+3}+H^{+}) y la dinámica de fósforo en un suelo franco arcillo arenoso. El experimento se realizó en la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Asunción, San Lorenzo. Se utilizó un diseño completamente al azar, los tratamientos estudiados fueron diez dosis de cal agrícola (0, 500, 1000, 2000, 4000, 6000, 8000, 10000, 12.000 y 14.000 kg ha^{-1}, respectivamente) con tres repeticiones. El suelo era proveniente del distrito de Cnel. Bogado (Itapúa). Una vez secado y tamizado el suelo se cargó dos kilos en macetas de polietileno y se aplicó el carbonato de calcio, se incubó por 60 días. Posteriormente se realizaron la determinación del pH_{agua} (relación 1:1) y Al^{+3} + H^{+} por titulación. A las muestras previamente incubadas con carbonato de calcio se le aplicó una dosis única de 43,7 kg ha^{-1} de P. Se volvió a incubar la misma por 30 días. Después de la incubación, las muestras de suelo fueron sometidas a fraccionamiento de P. El pH del suelo aumentó significativamente de 4,19 en el testigo a 6,57 con la dosis más alta de cal aplicada. El Al^{+3}+H^{+} disminuyó significativamente de 2,70 en el testigo y llegando a valores 0 (cero) a partir de la dosis 8000 kg ha^{-1} en adelante. En relación a la dinámica del P en el suelo no se verificó diferencias significativas por efecto de la aplicación de dosis única de 43,7 kg ha^{-1} de fósforo con dosis crecientes de carbonato de calcio. La aplicación de la cal agrícola aumenta el pH del suelo y disminuye el contenido de aluminio intercambiable del suelo.

Palabras claves: carbonato de calcio, aluminio intercambiable, fraccionamiento de fósforo.

INTRODUCCIÓN

El proceso de acidificación de los suelos en el Paraguay se da cuando el promedio de precipitación anual es mayor al promedio de evapotranspiración anual, lo que provoca un proceso de lixiviación de las bases del suelo. Asimismo la extracción por las cosechas sucesivas, el exceso de mecanización, el uso indiscriminado de fertilizantes químicos y la escasa utilización de enmienda o cal agrícola, contribuyen para acentuar este proceso (Fatecha, 2004).

La producción en suelos ácidos es muy limitada debido a la deficiencia de fósforo lábil. La acidez incide directamente en la fertilidad de los suelos y la solubilidad de los nutrientes para las plantas, afectando de este modo el rendimiento de los cultivos. Además, la acidez incide en otros fenómenos fisicoquímicos, como la capacidad de intercambio catiónico y la absorción de elementos (Zapata Hernández, 2002; Sequera &Ramírez, 2003). El efecto del encalado sobre la disponibilidad del fósforo depende del tipo de suelo y generalmente está relacionado con los compuestos cristalinos de Fe y Al (Fernández *et al.*, 1995).

El fósforo es considerado como uno de los nutrientes más limitantes para la producción de las plantas, debido a la acidez del suelo y la alta reactividad del fosfato con hierro y sesquióxidos de aluminio, se acumula principalmente en el suelo y más del 99% se encuentra en forma no disponible o poco disponible (López & Hernández, 2011). Según Beltrán Pineda (2014), el fósforo soluble es absorbido por la planta, lo cual mejora su crecimiento y productividad. Al utilizar esas reservas de fósforo presentes en los suelos, se disminuye la aplicación de fertilizantes químicos que, por una parte, pueden nuevamente ser fijados por iones Ca, Al o Fe volviéndolos insolubles e incrementando los costos de producción.

Los mecanismos de fijación de P en los suelos altamente meteorizados de los trópicos (Ultisoles y Oxisoles dominados por óxidos e hidróxidos de Al y Fe y caolinita) son diferentes que los de zonas templadas o menos interperizados. La capacidad de fijación en la mayoría de estos suelos está relacionada con la alta reactividad y afinidad por P de las superficies de las arcillas presentes en estos suelos. Los iones ortofosfato (H_2PO_4 y HPO_4) son atraídos a la superficie de las arcillas por reacciones covalentes de alta energía que fijan fuertemente el P a los minerales arcillosos. Este proceso retiene apreciables cantidades de P en un rango de pH de 5,0 a 7,0 (Fixen, 2014).

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se realizó en el laboratorio del Área de Suelo y Ordenamiento Territorial, de la Facultad de Ciencias Agrarias (FCA), Universidad Nacional de Asunción (UNA), Campus Universitario de San Lorenzo, Paraguay, ubicado a 25º 21´ de LS, 37º 27´ de LO. Se utilizó un diseño completamente al azar, con diez dosis de cal agrícola y tres repeticiones. Las diez dosis de carbonato de calcio ($CaCO_3$) fueron: (0, 500, 1000, 2000, 4000, 6000, 8000, 10000, 12.000 y 14.000 kg ha^{-1}). Se colectaron suelos de la capa superficial de un Ultisol franco arcillo arenoso de Cnel. Bogado (Itapúa). Inicialmente fue colectado un metro cuadrado de suelo en la profundidad de 0 a 0,20 m, colocado en bolsa de aspillera y transportada a la FCA-UNA. Posteriormente el suelo fue extendido sobre lona plástica y secado a sombra de tal manera a tener una homogeneidad, luego se procedió al tamizado con una malla de tamiz de 2 mm, donde fueron separados las impurezas y restos de la vegetación.

En el momento de la colecta de suelo también se realizó el muestro de suelo con anillos de 100 mL de volumen, para determinar la densidad aparente del suelo, posteriormente con estos datos se procedió a calcular el peso de una hectárea de suelo. Con la misma se procedió a calcular la cantidad de carbonato de calcio, para dos kilos de suelo, de acuerdo a los tratamientos utilizados en el trabajo, los que se detallan a continuación.Se procedió a cargar dos kilos de suelo en macetas de polietileno, así mismo se aplicó el carbonato de calcio correspondiente a los tratamientos mencionados en la tabla 1, con tres repeticiones. Una vez aplicado los tratamientos se procedió a incubar por espacio de 60 días en invernadero, durante el mismo se mantuvo las muestras a 70% de la capacidad de campo y se dejó una apertura que permita el intercambio gaseoso y también se mezclaba el suelo manualmente una vez a la semana, de manera a facilitar la reacción de carbonato de calcio en el suelo.

A los 60 días de la aplicación de la carbonato de calcio se procedió a extraer 50 g de las muestras de suelo de cada tratamiento, de las cuales se realizaron la determinación del pH_{agua} (relación 1:1) y Al^{+3} + H^{+} por titulación. A las muestras previamente incubadas con carbonato de calcio se le aplicó una dosis única de 43,7 kg ha^{-1} de P (100 kg ha^{-1} de P_2O_5). Se volvió a incubar la misma por 30 días, bajo las mismas condiciones que la incubación con cal. Después de la incubación, las muestras de suelo fueron secadas al aire y tamizadas en tamiz de 2 mm, luego fueron sometidas al fraccionamiento de P descrito por Hedley *et al.* (1982) con las modificaciones propuestas por Rheinheimer (2000).

Todos los extractores permanecieron en contacto con las muestras (1 g de sedimento) durante 16 horas en agitador tipo “end over” (33 rpm) con posterior centrifugación a 2510 g por 20 minutos. En los extractos alcalinos de la solución de $NaHCO_3$ e NaOH fue determinada el P disponible por el método de Dick & Tabatabai (1977), modificado por He & Honeycutt (2005), y fue determinada el P total de cada fracción, realizando la extracción por digestión con persulfato de amonio y H_2SO_4 en autoclave a 121°C y posteriormente determinado por Murphy & Riley (1977). Después el residuo fue secado, molido y fue extraído el P residual (P_{res}) por el método de H_2SO_4 + H_2O_2 + $MgCl_2$ (Olsen & Sommers, 1982). Las determinaciones de fósforo extraídas fueron estimadas por el método de Murphy & Riley (1977).

Posteriormente fueron agrupadas las extracciones por el fraccionamiento de Hedley en P lábil compuesta por el P extraído con P_{MIA} + P_{NaHCO3} que se encuentran ligadas a la superficie de los coloides del suelo de manera intercambiable; como moderadamente lábil correspondientes a las formas inorgánicas ligadas a Fe y Al (Pi-NaOH) y las inorgánicas asociadas a los compuestos húmicos (Po-NaOH), fueron extraídas con NaOH (0,1 e 0,5 mol L^{-1}); P P_{HCl} como poco lábil y P_{res} como no lábil. P_{NaOH01} + P_{NaOH05}. El fósforo total de la muestra fue estimado por la sumatoria de todas las extracciones. Una vez obtenido los resultados relacionados a la disponibilidad de fósforo se realizaron los análisis estadísticos (ANOVA) para determinar si hubo diferencias significativas entre los tratamientos, así mismo se realizó la comparación de medias por el test de Tukey al 5%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Según el análisis de varianza existe una diferencia estadística significativa en los valores de pH y acidez intercambiable (Al^{+3}+H^{+}), Figura 1. El suelo del testigo posee pH de 4,19 y Al^{+3}+H^{+} de 2,70, interpretando estos como un suelo extremadamente ácido y con alta toxicidad de aluminio. En la figura 1 también se observa que el valor más alto de pH (6,57) fue obtenida con la adición de 14.000 kg ha^{-1} de cal agrícola y que recién con 10.000 kg ha^{-1} de cal agrícola fue obtenido un valor de pH superior a 6,0.

Con esto se puede constatar que el suelo utilizado para el experimento presentó poder tampón alto, es decir que el suelo resiste a los cambios de pH, pudiendo atribuir este comportamiento a las reservas de cationes acidificantes en las sedes de intercambio del suelo, denominadas como acidez potencial por Meuer, (2004). Consultando Porta, (1994) se puede asumir que el poder tampón o buffer de los suelos depende de la cantidad y mineralogía de la arcilla que poseen los mismos, entonces se puede inferir que los Ultisoles con textura franco arcillo arenosa de Cnel. Bogado, presentan una mineralogía de arcilla rica en cationes acidificantes, por lo que dichos suelos resisten a los cambios de pH. Al calcular la

cantidad de cal agrícola a aplicar al Ultisol de Cnel. Bogado, por el método de la acidez intercambiable ($Al^{+3}+H^{+}$), donde Mg ha^{-1} $CaCO_3$ = 2,0 x (Al^{+3}+ H^{+}), Fatecha (2004); da como resultado 5,4 Mg ha^{-1}, se puede ver que no coincide con la obtenida en este experimento, ya que recién con la aplicación de 8,0 Mg ha^{-1} de cal agrícola se neutraliza la acidez intercambiable, con pH igual a 5,84.

Esta comparación muestra que en el Ultisol franco arcillo arenoso de Cnel. Bogado, con la utilización del método de acidez intercambiable para calcular la cantidad de cal agrícola a aplicar, no se neutraliza toda la acidez cambiable, pudiendo esta interferir con el desarrollo de cualquier cultivo. Esta situación muestra la necesidad de estudiar y comparar los métodos para calcular las dosis de cal agrícola, con mayor detalle en los diferentes suelos de la Región Oriental del Paraguay.

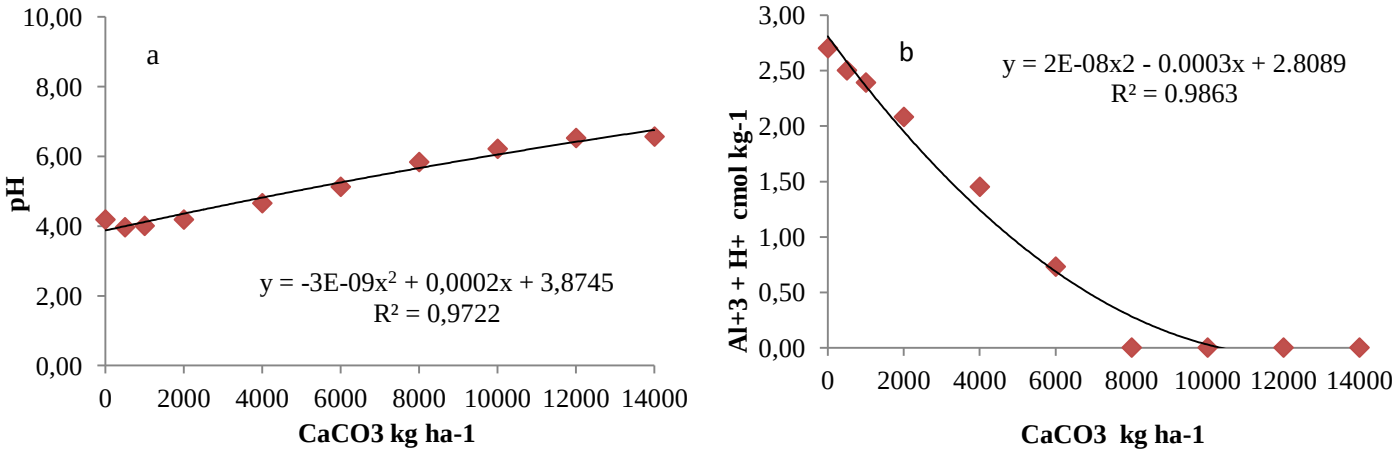


Figura 1 a) Línea de tendencia del pH y 1b) acidez intercambiable ($Al^{+3}+H^{+}$), en un Ultisol franco arcillo arenoso de Cnel. Bogado, en relación a las dosis de cal agrícola $CaCO_3$.

Las figuras 1a y 3b muestran la línea de tendencia del pH y de la acidez intercambiable ($Al^{+3}+H^{+}$) del suelo, en relación a las dosis de cal agrícola ($CaCO_3$), con R^2 que demuestra una alta correlación para el pH y la acidez intercambiable ($Al^{+3}+H^{+}$). La misma muestra una baja respuesta en el pH y acidez intercambiable, donde por cada 1.000 kg ha^{-1} se espera el pH aumente 0,2 puntos y la acidez intercambiable se neutralice 0,3 cmolc kg^{-1}.

Tabla 1. Niveles de fósforo lábil, fósforo moderadamente lábil y de fósforo no lábil por efecto de la aplicación de dosis única de fósforo con dosis crecientes de carbonato de calcio, en un suelo de Itapuá, Paraguay 2017.

Dosis de $CaCO_3$ (Kg ha^{-1})	Fósforo lábil	Fósforo moderadamente lábil	Fósforo no lábil
	……..mg kg^{-1}……		
0	11,60 a	50,73 a	122,40 a
500	10,80 a	36,50 a	137,47 a
1000	9,67 a	37,73 a	134,60 a
2000	9,73 a	41,50 a	129,83 a
4000	10,63 a	39,13 a	125,50 a
6000	10,13 a	40,47 a	124,90 a
8000	9,40 a	41,97 a	118,67 a
10000	10,20 a	44,27 a	108,57 a
12000	10,10 a	50,33 a	103,93 a
14000	11,07 a	39,20 a	103,80 a
CV %	**9,85**	**17,88**	**22,75**

CV: Coeficiente de variación. Medias seguidas por diferentes letras en la columna difieren estadísticamente entre sí por la prueba de Tukey al 5% de probabilidad de error.

En relación al P lábil, fósforo moderadamente lábil y de fósforo no lábil no se verificó diferencias significativas a nivel estadística por efecto de la aplicación de dosis única de 43,7 kg ha^{-1} de fósforo con dosis crecientes de carbonato de calcio en el suelo estudiado (Tabla 1). A pesar de que el pH y en aluminio intercambiable respondieron significativamente a las dosis de carbonato de calcio, no afecto en las formas de fósforo en el suelo.

Estos resultados pueden ser explicados por la dosis baja de 44 kg ha^{-1} de P aplicado en el suelo. Los valores del P lábil varían de 11,6 mg kg^{-1} para el testigo y 9,40 mg kg^{-1} para el T7, para el P moderadamente lábil de 50,73 mg kg^{-1} obtenido con el tratamiento testigo y 36,5 mg kg^{-1} donde fue aplicada 1000 Kg ha^{-1} de cal agrícola. En el P no lábil los valores variaron de 103,80 a 137,47 mg kg^{-1} obtenidos con el T10 y T2 respectivamente.

CONCLUSIONES

La aplicación de las dosis de carbonato de calcio aumentó significativamente los niveles de pH, como así también, redujo significativamente el contenido de aluminio intercambiable del suelo estudiado.

Las formas de Fosforo lábil, fosforo moderadamente lábil y fósforo no lábil se mantuvo sin alteraciones significativas con las dosis de carbonato de calcio aplicados.

AGRADECIMIENTOS

Al CONACYT por la financiación del Proyecto PINV15-317 “Dinámica del fósforo en suelos ácidos cuando encalados y fertilizados con fósforo”

BIBLIOGRAFÍA

- Beltrán Pineda, ME. 2014. La solubilización de fosfatos como estrategia microbiana para promover el crecimiento vegetal. Corpoica Cienc. Tecnol. Agropecu. 15(1) 101-113
- Dick, WA & MA Tabatabai. 1977. Determination of orthophosphate in aqueous solutions containing labile organic and inorganic phosphorus compounds. Journal of Environmental Quality, 6:82-85.
- He, Z & CW Honeycutt. 2005. A Modified Molybdenum Blue Method for Orthophosphate Determination Suitable for Investigating Enzymatic Hydrolysis of Organic Phosphates. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 36:1373–1383.
- Hedley, MJ; JWB Stewart & BS Chauhan. 1982. Changes in the inorganic and organic phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubation. Soil Sci Soc Am J., 46:970-976.
- Murphy, J & JP Riley. 1977. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Anal. Chim. Acta, 27:31-36.
- Olsen, SR & LE Sommers. 1982. Phosphorus. In: PAGE, A L.; Miller, R H.; Keeney, Q R. (Eds.) Methods of Soil Analysis, Part 2. Chemical and Microbiological Properties. 2. ed. SSSA. Madison, p. 403-430.
- Rheinheimer, DS. 2000. Dinâmica do fósforo em sistemas de manejo de solos. Tesis (Doctorado en Ciencia del suelo) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 210 p.
- López, D & I Hernández. 2011. P cycling and biogeochemistry in well drained and flooded venezuelan savannas. Caracas, VE. Nova Science Publishers Inc. 26 p.
- Fatecha Fois, D. 2004. Clasificación de la fertilidad, acidez activa (pH) y necesidad de cal agrícola de los suelos de la región oriental del Paraguay. Tesis de Grado. San Lorenzo, PY. FCA-UNA. 82p
- Fernández, MJ; E Álvarez & E García. 1995. Efecto del encalado sobre ciertas propiedades de la solución del suelo, la fracción coloidal y la disponibilidad de fósforo. Revista de la Sociedad Española de la Ciencia de Suelo. no.1:119 - 127.
- Fixen P. 2014. Dinámica del fósforo en el suelo y en el cultivo en relación al manejo de los fertilizantes fosfatados. 10 p.
- Meurer, J. 2004. Fundamentos de química do solo. 2 º Edicao. Genesis. Porto Alegre. BR. 281 p.
- Porta, J; M López & C Roquero. 1994. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Mundiprensa. Madrid. ES. 799 p.
- Sequera, O & R Ramírez. 2003. Fósforo, calcio y azufre disponibles de la roca fosfórica acidulada con ácido sulfúrico y tiosulfato de amonio. INCI v.28 n.10 Caracas. Disponible en: http://www.scielo.org.ve/scielo.php?pid=S0378-18442003001000010&script=sci_arttext. Fecha de consulta 10 febrero 2018
- Zapata Hernández, RD. 2002. Química de la acidez del suelo. Disponible en: http://www.bdigital.unal.edu.co/1735/. Fecha de consulta 07 febrero 2018

C3P71. SORCIÓN DE P DE LOS MOLISOLES FRANCO LIMOSOS DEL CENTRO DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA (ARGENTINA)

Rollán, Adriana A.; Bachmeier, Omar A.y Moreno, Mario A.

Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba. Ing. Agr. Félix Aldo Marrone 746, Córdoba, Argentina. arollan@agro.unc.edu.ar

RESUMEN

El fósforo, a diferencia de lo que sucede con el nitrógeno, no presenta importantes vías naturales o biológicas de reposición. La práctica de la fertilización es la única alternativa para el mantenimiento y la conservación del nivel de P en los suelos agrícolas. La fertilización fosforada afecta la capacidad máxima de retención del nutriente y la energía con que es retenido por la fase sólida. Sin embrago, los criterios diagnósticos actuales no contemplan este efecto. Nuevas tecnologías y cambios en los sistemas de producción hacen que aspectos que parecían solucionados hace tiempo deban revaluarse. El diagnóstico de requerimiento de fertilización fosforada basado en la determinación del P extractable (Pe) de 0 a 20 cm de profundidad al momento de la siembra genera incertidumbres. La fertilización como herramienta tecnológica, demanda de indicadores edáficos más específicos que contemplen el proceso sorción del P. El grado de adsorción de P determina que sólo una proporción marginal del P aplicado esté luego presente en la solución del suelo. A fin de predecir cuánto del P aportado es adsorbido por la matriz del suelo, se planteó como objetivo de este trabajo cuantificar los parámetros de adsorción de P utilizando un modelo de isoterma simple a fin de evaluar a futuro su inclusión analítica con fines diagnóstico. Los experimentos de sorción de P se llevaron a cabo a valor de pH del suelo, en muestras compuestas de 0 a 5 cm de profundidad provenientes de lotes de cultivo (SD) y de áreas colindantes no cultivadas (NC), ubicadas sobre Haplustoles típicos y énticos. En todos los casos se verificó la similitud textural de las muestras y se cuantificaron sus propiedades químicas contrastantes. Para la estimación de la capacidad máxima de retención de P (Qmax) y su energía de retención *(k)*, se utilizó el modelo de Langmuir para un rango de concentraciones entre 0 y 40 mg $P*L^{-1}$ usando KCl 0,1 M como electrolito soporte con un tiempo de incubación de 96 horas. El máximo de concentración utilizada se fijó considerando las dosis de P que comúnmente se aplican en la zona (8-10 kg $P*ha^{-1}$). En el rango de concentraciones entre 0 y 10 $mg*L^{-1}$ P se observó una disminución de la sorción total de P en las muestras NC en relación con el P-adsorbido en las muestras de SD. En la condición de SD la concentración de P en la solución de equilibrio (Ceq) disminuyó consecuencia de la retención de P. Los suelos con mayor retención fueron los de mayor contenido de materia orgánica (MOS> 30 $mg*kg^{-1}$). En promedio. el 40% del P aplicado fue adsorbido por la matriz del suelo. En todos los casos los bajos valores de k (<<1) indican que la biodisponibilidad de P no es limitada por la matriz del suelo. Por el contrario, en este tipo de suelos franco-limosos con contenidos de MOS entre a 25 y 40 mg/kg, de 0 a 5 cm, es posible esperar un efecto residual del P aplicado.

Palabras clave: Isotermas, fertilización, Haplustoles.

C3P72. EXTRACCIÓN Y BALANCE DE MACRONUTRIENTES EN CAÑA DE AZÚCAR CON RIEGO POR GOTEO Y EN SECANO

Romero, Juan Ignacio; Sanzano, Agustín y Romero, Eduardo R.
Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres. Tucumán. Argentina. jiromero@eeaoc.org.ar

RESUMEN

El cultivo de caña de azúcar y la actividad sucro-alcoholera tienen un alto impacto económico, social y ambiental en Tucumán y todo el NOA. Su importancia en la región podría incluso incrementarse por su potencial como cultivo energético además de alimenticio. Para la sustentabilidad del sistema, el mantenimiento de la capacidad productiva de los suelos resulta fundamental. Un dato clave para evaluar dicha sustentabilidad surge del balance de nutrientes. El riego por goteo permite mayores producciones de biomasa y así mayor extracción de nutrientes. El objetivo de este trabajo fue determinar la extracción de nutrientes y estimar el balance de los mismos de la variedad LCP 85-384 en condiciones de secano y con riego por goteo en la localidad de Overo Pozo, Dpto Cruz Alta-Tucumán-Argentina. Se estableció un ensayo con 5 repeticiones en un diseño totalmente aleatorizado en franjas. Los rendimientos promedio fueron 112,3 t/ha y 82,3 t/ha para riego y secano respectivamente. La extracción de nutrientes promedio fue de 100, 15, 283, 19 y 14 kg/ha y 79, 11, 202, 13 y 10 kg/ha*año de N, P, K, Ca y Mg para riego por goteo y secano respectivamente. Con una única aplicación de 97 kg/ha de P_2O_5 y considerando 4 aplicaciones de 90 kg N/ha se estimó el balance de nutrientes para un ciclo de 5 años para riego y secano, en base a datos reales medidos durante las socas 1, 2 y 3. Los balances de nutrientes estimados para un ciclo completo de 5 años fueron negativos para ambos tratamientos. Las pérdidas fueron marcadamente superiores en el riego por goteo. Dichos balances resultaron en -98, -25,5, -1286, -83 y -67, y -16, -14,5; -967, -65 y -48,05 kg/ha de N, P, K, Ca y Mg para riego por goteo y secano respectivamente.

Palabras claves: sustentabilidad, pérdida de fertilidad, fertilización

INTRODUCCIÓN

La caña de azúcar es el cultivo sacarífero más importante del mundo. Es un cultivo de zonas tropicales y subtropicales, por lo cual su producción en Argentina se concentra en tres zonas: Tucumán, el Norte (Salta y Jujuy) y el Litoral (Santa Fe y Misiones). Tucumán concentra el 60-65% de la producción nacional de azúcar, el Norte un 35% y el Litoral un 1%. En el área cañera de Tucumán se cultivan alrededor de 274.180 ha (Soria *et al.*, 2017) con una superficie potencial de 300.000 ha. Esta actividad sucro-alcoholera tiene un alto impacto económico, social y ambiental en todo el NOA. Su importancia en la región podría incluso incrementarse en los próximos años con el desarrollo energético sustentado en el aprovechamiento integral del cultivo para la producción de alimentos, biocombustibles, bioenergía eléctrica y variados bioproductos.

El uso agrícola continuado de la tierra sin una estrategia de fertilización de reposición de los nutrientes extraídos conlleva al empobrecimiento y desbalance nutricional de los suelos y a la paulatina pérdida de su capacidad productiva. Un primer paso en la búsqueda de estrategias para al menos limitar esta realidad es cuantificar el balance de nutrientes del suelo. Dicho balance se estima como la diferencia entre la cantidad de nutrientes que entran y salen de un sistema definido en el espacio y en el tiempo. En general, estos balances se consideran para la capa de suelo explorada por las raíces en períodos anuales. Los egresos de nutrientes pueden ser estimados a partir de las concentraciones promedio de los mismos en los órganos cosechados o extraídos del sistema (García, 2003). A nivel local, sin embargo, prácticamente no existen datos sobre el requerimiento y la extracción de nutrientes de la caña de azúcar.

Por otro lado, en los últimos años se produjo la adopción de la tecnología de riego por goteo en algunas explotaciones cañeras (aproximadamente 3.000-3.500 ha). Las mayores biomasas producidas con el aporte de esta tecnología (Romero *et al.*, 2003; Sosa *et al.*, 2011) implican mayores requerimientos y extracciones de nutrientes, lo que podría acelerar la degradación o empobrecimiento de los suelos. Con el objetivo de hacer un aporte de información básica inexistente a nivel local que permita avanzar hacia un manejo más sustentable de suelos en la producción de caña de azúcar local, en la campaña 2013-2014 se inició un experimento en el campo experimental de Overo Pozo de la EEAOC para caracterizar la dinámica de absorción, partición y la extracción de macronutrientes de la variedad LCP 85-384 en condición de secano y bajo riego por goteo en la edad de soca, en localidad de Overo Pozo, Dpto Cruz Alta-Tucumán-Argentina. En este trabajo en particular se publican datos de extracción de nutrientes obtenidos y se calculan balances aparentes de nutrientes para cañaverales con riego por goteo y en condición de secano.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo está ubicado en la finca Overa Pozo, Cruz Alta, Tucumán en un lote de la variedad LCP85-384 (cultivar que ocupa alrededor del 80% del área cañera tucumana) plantada en surcos anchos distanciados a 1,8 m (55,5 surcos/ha). Se evalúan dos tratamientos (riego por goteo vs secano) con 5 repeticiones en un diseño totalmente aleatorizado en franjas. Durante el ciclo de caña planta, todas las parcelas fueron regadas por goteo para asegurar un óptimo establecimiento y recién luego del primer corte se establecieron los tratamientos (riego y secano). Cada unidad experimental constó de 6 surcos por 46 m de largo dentro de los cuales se marcó una subparcela de 10 m de largo para la evaluación de la población de tallos y para la realización del muestreo destructivo a cosecha destinado a determinar la producción anual, la biomasa aérea y su partición, como la concentración de nutrientes de los diferentes órganos.

La producción cultural fue determinada en la caña planta y las 4 socas siguientes. La estimación del rendimiento cultural se realizó a partir del nº de tallos molibles por metro lineal de surco (media de tres conteos de 10 m por réplica) y del peso fresco medio de los tallos a cosecha. El mismo se obtuvo de una muestra de 20 tallos consecutivos completos por réplica, la cual se separó en hojas verdes, hojas secas, tallo molible y despunte para la determinación de los pesos frescos respectivo. Una submuestra de cada fracción fue secada en estufa (65°C) para la determinación de materia seca y del contenido de N, P y K en el laboratorio de Suelos, y de Ca y Mg en el laboratorio de Química, ambos de la EEAOC.

El N se extrajo por digestión sulfúrica, y se determinó por digestión-destilación (Kjendhal). Los demás nutrientes se extrajeron por calcinación y se determinaron los contenidos de P por colorimetría en cenizas totales, de K por fotometría en cenizas totales, y de Ca y Mg por espectrofotometría de absorción atómica.

La cantidad de nutrientes absorbidos por la planta se cuantificó sumando el producto de la materia seca por el tenor de nutrientes de cada fracción de la biomasa aérea.

Los valores de extracción de N, P, K, Ca y Mg presentados en este trabajo corresponden a las determinaciones efectuadas en las socas 1, 2 y 3.

El sitio del ensayo presenta un suelo Haplustol típico de textura franca y franco limosa en las profundidades de 0-30 cm y 30-60 cm respectivamente. El contenido de materia orgánica en los 0-30 cm es inferior al 2%. El pH del suelo es neutro, no es salino ni presenta contenido de carbonatos que puedan afectar el cultivo.

Debido a que el contenido de fósforo disponible se encontraba dentro del rango de respuesta probable a la fertilización (21,6 ppm - Bray Kurtz II), se fertilizó todo el ensayo con Súper fosfato triple aplicando 97 kg de P_2O_5/ha para todo el ciclo productivo del cañaveral (normalmente 5 años), según la tabla de recomendación vigente.

La caña planta fue regada y no se fertilizó con nitrógeno considerando la falta de respuesta característica de esa edad del cañaveral. Su rendimiento cultural fue 71,3 t/ha. Las 4 socas siguientes se fertilizaron con una dosis de 90 kg N/ha.año, tanto las parcelas regadas (fertirriego) como en secano. En las parcelas fertirrigadas, la dosis se dividió en 3 momentos de aplicación dentro del período recomendado (octubre-noviembre). En las parcelas en secano se hizo una sola aplicación. Para el cálculo del balance de nutrientes de las 3 socas, se consideró como ingreso de nutrientes las fertilizaciones fosfatadas y nitrogenadas en las dosis y oportunidades descriptas previamente, y como salidas la cantidad de nutrientes contenida en los tallos cosechados (extracción) cada año. El resto del material vegetal aéreo permaneció en el campo luego de la cosecha (cosecha en verde), contribuyendo al reciclaje de nutrientes al sistema y por lo tanto no se los considera en el cálculo del balance.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Rendimientos

El rendimiento de la caña planta fue de 71,3 t/ha (con riego) y la producción media de las 4 socas para ambos tratamientos fue de 112,3 t/ha y 83,3 t/ha para riego y secano respectivamente. El riego por goteo produjo un incremento medio de 29 t/ha.año en el rendimiento cultural (35% de incremento promedio). La producción acumulada en el ciclo económico del cañaveral (c. planta y 4 socas) fue de 520,5 t/ha y 404,5 t/ha para riego y secano respectivamente.

Extracción de nutrientes

Los datos medios de extracción de nutrientes de las socas 1,2 y 3 se encuentran resumidos en la Tabla 1.

Según las cantidades extraídas, tanto para riego como secano, podemos ordenar los nutrientes de la siguiente manera: K>N>Ca>P>Mg. Las extracciones fueron mayores en el riego que en el secano. El tratamiento regado extrajo menor cantidad de N por tonelada de caña cosechada.

Tabla 1: Extracción media de nutrientes de la variedad LCP 85-384 en condición de riego por goteo y de secano en O. Pozo, Tucumán. Valores promedios del contenido de nutrientes determinados en tallos molibles de las socas 1, 2 y 3.

LCP 85-384 - Promedio 3 Socas		Extracción de nutrientes				
		N	P	K	Ca	Mg
Riego por goteo	kg/ha	100,4	15,1	282,6	18,6	14,4
	Kg/t caña	0,88	0,13	2,47	0,16	0,13
Secano	kg/ha	79,0	11,5	202,1	13,3	10,3
	Kg/t caña	0,93	0,14	2,39	0,16	0,12

Los valores medios de extracción de N, P y K resultaron similares a los determinados por Leite *et al.* (2016) en 3 sitios del estado de San Pablo en Brasil, con 3 variedades diferentes en la edad de soca 1, que resultaron de 90, 19 y 266 kg/ha para N, P y K respectivamente. Por otro lado, Almeida de Oliveira *et al.* (2011) trabajando con 11 variedades diferentes, encontraron valores de extracción medios de N, P y K también similares a los de este trabajo.

Balance de Nutrientes

El balance de nutrientes para ambos tratamientos hídricos, considerando las 3 edades de caña soca evaluadas se presenta en la Tabla 2.

Tabla 2: Balance de nutrientes en caña de azúcar con riego por goteo y en secano para el período Soca1-3, var. LCP 85-384 en Finca Overo Pozo-Tucumán.

Promedio Soca 1, 2 y 3	Kg/ha				
RIEGO	**N**	**P**	**K**	**Ca**	**Mg**
ENTRADAS	270	42,17	0	0	0
SALIDAS	301	45	848	56	43
Balance (kg/ha)	**-31**	**-3**	**-848**	**-56**	**-43**
SECANO	**N**	**P**	**K**	**Ca**	**Mg**
ENTRADAS	270	42,17	0	0	0
SALIDAS	237	35	606	40	31
Balance (kg/ha)	**+33**	**+8**	**-606**	**-40**	**-31**

La tabla señala que los balances aparentes de nutrientes de los tratamientos de riego por goteo son negativos para todos los nutrientes analizados, mientras que en las parcelas a secano los balances de N y P (aportados en parte como fertilizantes) son positivos al cabo de las tres campañas.

Un balance positivo implica que agregamos más nutriente del que se exportó en la cosecha, lo que implicaría un aumento en la reserva de dicho nutriente en el suelo. Sin embargo, debemos recordar que en el caso de un nutriente móvil en el suelo y de muy escaso efecto residual como el nitrógeno, el agregado en exceso suele traducirse en mayores pérdidas por lixiviación, desnitrificación o volatilización, perdiéndose del sistema. En el caso del secano, si consideráramos una alta eficiencia de uso del N del fertilizante, esos +33 kg N/ha del mismo que no fueron exportados en el tallo, podrían encontrarse en otros órganos del cultivo y permanecer en el residuo agronómico de cosecha, adquiriendo cierta residualidad. Sin embargo, la caña de azúcar en general presenta una baja eficiencia de uso del N del fertilizante. Vallis *et al.* (1996) determinó que la urea proveyó solo el 20-40% del N absorbido por la caña en una campaña, por lo que se presume que la mitad o más del N absorbido por la caña de azúcar es provista por la mineralización de la materia orgánica del suelo (Vallis & Keating 1996). Esto significa que una buena parte del fertilizante no es absorbida por el cultivo por diferentes motivos y esa fracción del N agregado no absorbida por el cultivo puede perderse del sistema aún cuando el balance de N diera negativo. Sin embargo, el N del fertilizante juega un rol clave en los estadíos fenológicos iniciales del cañaveral, constituyendo del 40-70% del N total acumulado previo al período de gran crecimiento en la biomasa aérea de la caña de azúcar. Luego, su concentración se diluye y a cosecha representa del 10 al 35% del N

contenido en la parte aérea del cultivo (Franco *et al.*, 2010). Si bien, el fertirriego (riego por goteo) permitiría un mayor aprovechamiento del fertilizante, también incrementa la biomasa, el requerimiento y la extracción de nitrógeno, con lo cuál el aporte de N del suelo seguiría cubriendo al menos el 50% de lo absorbido por el cultivo.

Otro aporte de N para el cultivo es el proveniente de la mineralización de los residuos de cosecha (RAC). Chapman *et al.* (1992) encontró que el 5% del N en el RAC marcado con N15 fue asimilado con la caña de azúcar y Ng Kee Kwong (1987) determinó absorciones del 11-14% del N contenido en el RAC luego de permanecer 18 meses en condiciones de campo. Esta cantidad representaba menos del 10% del total absorbido por la planta.

El aporte del fertilizante debería ser solamente el necesario para abastecer al cultivo durante los primeros meses de crecimiento (primavera seca) cuando todavía el aporte del suelo es deficitario. Dosificaciones superiores podrían derivar en pérdidas significativas de N por lixiviación o por volatilización y una menor eficiencia agronómica de la fertilización. Los balances de N como el aquí calculado, presentan serias limitaciones como herramienta para la toma de decisiones en el manejo de la fertilización. No tienen en cuenta el escaso aprovechamiento del fertilizante por el cultivo y la baja residualidad en el suelo del producto no absorbido, sobreestimando las "entradas".

En el caso del fósforo, nutriente poco móvil y residual en el suelo, un balance positivo significa un enriquecimiento o reconstrucción progresiva de la reserva del suelo. Sin embargo, recordemos que la dosis que se agregó de SFT de acuerdo a las recomendaciones en vigencia, suponía ser suficiente para 5 cosechas y puede observarse que en 3 años sucesivos ya el balance es prácticamente neutro.

Los balances de K, Ca y Mg son negativos ya que no se agregan mediante fertilización al no ser nutrientes usualmente limitantes de los rendimientos de la caña en Tucumán. El balance de potasio es el más negativo en ambos tratamientos y es el nutriente normalmente absorbido en mayores cantidades por la caña de azúcar. Extracciones de potasio citadas en la bibliografía varían entre 53 y 343 kg K/ha (Miles, 2012). La predominancia de la arcilla "illita", rica en potasio, en los suelos de Tucumán hace que la fertilización potásica no sea una práctica habitual debido a los altos niveles de disponibilidad del nutriente. Sin embargo, en algunos suelos con texturas gruesas de la zona pedemontana, los contenidos de potasio intercambiables pueden resultar críticos (Romero *et al.*, 2009). En estos casos, repetidos balances negativos de potasio, luego de décadas de producción de caña de azúcar sin fertilización, podrían causar en algún momento una disminución progresiva de la capacidad productiva de dichos lotes.

A modo de ejercicio se propuso estimar el balance de nutrientes para un ciclo completo de un cañaveral (5años), considerando como ingreso de nutrientes la fertilización fosfatada y las 4 fertilizaciones nitrogenadas (misma dosis), considerando que no se fertilizó la caña planta. Las salidas de nutrientes del sistema se estimaron para cada tratamiento tomando la producción acumulada de los 5 años por la extracción media de cada nutriente por tonelada de caña cosechada (Tabla 1). Los resultados de dicho ejercicio se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3: Balance de nutrientes estimado para un ciclo económico (C. planta y 4 socas) de un cañaveral de LCP 85-384 con riego por goteo y en secano en Finca Overo Pozo, Tucumán.

Caña planta - 4 socas			**Kg/ha**		
RIEGO	**N**	**P**	**K**	**Ca**	**Mg**
ENTRADAS	360	42,17	0	0	0
SALIDAS	456	67,7	1285,6	83,3	67,6
Balance Ap (kg/ha)	**-98**	**-25,5**	**-1285,6**	**-83,3**	**-67,6**
SECANO	**N**	**P**	**K**	**Ca**	**Mg**
ENTRADAS	360	42,17	0	0	0
SALIDAS	376,2	56,6	966,7	64,7	48,5
Balance Ap (kg/ha)	**-16,2**	**-14,5**	**-966,7**	**-64,7**	**-48,5**

Como puede observarse los balances estimados son negativos para todos los nutrientes evaluados y en ambos tratamientos hídricos, aunque cuando se uso el riego por goteo los niveles resultaron más negativos con salidas de nutrientes mayores en 6; 1,7; 1,3;1,3 y 1,4 veces que el secano para N, P, K, Ca y Mg respectivamente.

De acuerdo al balance, las parcelas con riego perdieron 6 veces más nitrógeno en el ciclo que los secanos. A pesar de mostrar una mayor eficiencia en el uso del nitrógeno (fertirriego), asociado a la mayor biomasa producida, las extracciones fueron mayores. En el caso del N en secano, el balance resulta ligeramente negativo al computarse 5 cosechas pero solo 4 fertilizaciones (no se fertiliza la caña planta). Si se considerara una fertilización con media dosis

para la caña planta, el balance aparente sería neutro a positivo. Sin embargo, independientemente, deben recordarse las consideraciones hechas para este nutriente.

El balance de **P** para los 5 años, resultó negativo en ambos manejos hídricos. Aunque más evidente en el regado, la fertilización inicial de base resultó insuficiente para mantener un balance neutro luego de 5 cosechas. Por lo tanto, si quisiéramos mantener los niveles de P en el suelo o mejorarlos, probablemente la dosis de fertilizante debiera incrementarse.

Es importante remarcar que estos datos de extracción y los balances efectuados provienen de cañaverales cosechados en verde, permaneciendo sobre el suelo todo el residuo de cosecha, contribuyendo al reciclaje de nutrientes al sistema y por lo tanto no considerados en el cálculo del balance.

Información derivada de este estudio, que aquí no se presenta, señala que en la biomasa residual a la cosecha (RAC) se encontraba el 48%, 33%; 35%, 72% y 50% del total del N, P, K, Ca y Mg cuantificados en la biomasa aérea. Por lo tanto, de efectuar la quema del cañaveral previo a la cosecha, o la de los rastrojos luego de ésta (prácticas usadas frecuentemente hasta no hace mucho tiempo) o la extracción total o parcial del RAC con fines de aprovechamiento energético, implicaría que las salidas de nutrientes del sistema serían significativamente mayores a las consideradas en este trabajo, generando balances mucho más negativos a los aquí estimados, a lo que debería agregarse la pérdida de C orgánico y el no aprovechamiento de todas las ventajas agronómicas que brinda la cobertura del suelo.

Una agricultura sustentable debería considerar el balance de nutrientes de los lotes. En situaciones de alta disponibilidad de nutrientes en los suelos, estos balances podrán ser negativos por determinado tiempo, pero debe monitorearse periódicamente la disponibilidad en los suelos y analizar cómo impactan. En la medida en que nos acercamos a niveles de disponibilidad críticos para los cultivos, los balances deberán ser neutros o positivos (Ciampitti *et al.*, 2008). Los nutrientes aplicados que no son absorbidos por el cultivo en una campaña (balance positivo), no son necesariamente perdidos del sistema sino que podrán ser utilizados por los cultivos en la campaña siguiente (residualidad). Esto ocurre especialmente con el P y el K pero en algunas situaciones también se han observado residualidades de N, inmovilizado en la materia orgánica y posteriormente liberado con el transcurso del tiempo. Los balances positivos de nutrientes con residualidad permitirán recuperar situaciones de baja disponibilidad de los mismos. La residualidad de los nutrientes depende fuertemente de la dinámica que tienen en el sistema suelo-planta y de las condiciones edafo-climáticas, por lo que estos factores deben ser evaluados cuidadosamente al considerar posibles efectos residuales de las aplicaciones de fertilizantes(García *et al.*, 2013).

CONCLUSIONES

La extracción de nutrientes de la variedad LCP 85-384 con riego por goteo y en secano fue de 100, 15, 283, 19 y 14 kg/ha y de 79, 11, 202, 13, y 10 kg/ha de N, P, K, Ca y Mg respectivamente.

Los balances de nutrientes estimados para un ciclo completo de 5 años fueron negativos para ambos tratamientos pero la magnitud de las pérdidas fue marcadamente superior en el tratamiento con riego por goteo.

El conocimiento de las dinámicas de absorción, los requerimientos y las extracciones de las diferentes variedades de caña de azúcar utilizadas en la región y los balances de nutrientes son un paso importante en el avance hacia una nutrición balanceada y una producción de caña más sustentable, que permita mantener o incrementar la producción con una mayor eficiencia en el uso de los recursos y manteniendo la fertilidad de los suelos.

BIBLIOGRAFÍA

- Almeida de Oliveira, EC; F Freire; RI de Oliveira; A Campelo de Oliveira & MB Galvao dos Santos Freire. 2011. "Acúmulo e alocacao de nutrientes em cana de acucar." Revista Ciencia Agronómica, v 42, n. 3, p. 579-588.
- Champan, LS; MBC Haysom & PG Saffigna. 1992. N cycling in cane fields from ^{15}N labelled trash and residual fertiliser. Aust. Soc. Sug. Cane Technol. 14: 84-89.
- Ciampitti, I & F García. 2018. Balance y eficiencia de uso de nutrientes en sistemas agrícolas. Revista Horizonte A. Año IV, Nº 18: 22-28. Buenos Aires, Argentina.
- Franco, HCJ; PCO Trivelin; R Otto; CE Faroni; AC Vitti & ECA Oliveira. 2010. Nitrogen in sugarcane derived from fertilizer. Proc. Int. Soc. Sugar Cane Technol. Vol. 27.
- García, F. 2003. Balance de nutrientes en la rotación: impacto en rendimientos y calidad de suelo. Segundo Simposio de Fertilidad y Fertilización en Siembra Directa organizado por AAPRESID, Fertilizar e INPOFOS Cono Sur. Rosario, Santa Fe, Argentina. 26-29.

- García, F & M Gonzalez Sanjuan. 2013. Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica IAH 9. International Plant Nutrition Institute. www.ipni.net
- Kee Kwong, NF; J Deville; PC Cavalot & V Riviere. 1987. Value of cane trash in nitrogen nutrition of sugarcane. Plant and Soil 102: 79-83.
- Leite, JM; IA Ciampitti; E Mariano; M Vieira-Megda & P Trivelin. 2016. Nutrient Partioning and Stochiometry in Unburnt Sugarcane Ratoon at Varying Yield Levels. Frontiers in Plant Science. Volume 7. Article 466 (www.frontiersin.org).
- Miles, N. 2012. Potassium requirements and soil acidity management for sugarcane. FSSA Journal: 39-45.
- Romero, ER, J Scandaliaris, L Sotomayor & L Alonso. 2003. Resultados de la primera experiencia de riego por goteo en caña de azúcar en Tucumán, Argentina. Rev. Ind. y Agríc. de Tucumán. 80 (1-2): 5-9.
- Romero, ER; L Alonzo; S Casen; MF Leggio; J Tonatto; J Scandaliaris; P Digonzelli; J Giardina; J Fernandez de Ulivarri. 2009. En Fertilización de la caña de azúcar. Editores: Romero, E.R.; Digonzelli, P.y Scandaliaris, J. Manual del Cañero. Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres. Tucumán, Argentina.
- Soria, F; C Fandos; P Scandaliaris & Javier Carreras Baldrés. 2017. Relevamiento satelital de los principales cultivos de la provincial de Tucumán. Campaña 2015/2016. www.eeaoc.org.ar.
- Vallis, I; VR Catchpoole, RM Hughes, RJK Myers, DR Ridge & KL Weier. 1996. Recovery in plants and soils of 15N applies as subsurface bands of urea to sugarcane. Aust. J. Agric. Res. 47(3) 355-370.
- Vallis I & BA Keating. 1996. Uptake and loss of fertilizer and soil nitrogen in sugarcane crops. Sugar cane 2: 12-16.

C3P73. PARTICIÓN DE BIOMASA Y NUTRIENTES EN CAÑA DE AZÚCAR CON RIEGO POR GOTEO Y SECANO

Romero, Juan Ignacio; Sanzano, Agustín y Romero, Eduardo Raúl.
Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres. Tucumán. Argentina. jiromero@eeaoc.org.ar

RESUMEN

La caña de azúcar tiene gran capacidad de producción de biomasa, alcanzando en Tucumán rendimientos de 100-150 t/ha en secano y con riego por goteo respectivamente. El patrón de partición de biomasa entre el tallo molible, las hojas y el despunte varía según el nivel productivo, la variedad, época de cosecha y manejo agronómico. El residuo vegetal resultante de la cosecha sin quema (RAC) cumple un rol clave en la sustentabilidad del sistema. En términos de ciclado de nutrientes, el principal interés radica en la distribución de nutrientes en la planta. La partición final de nutrientes tiene un rol importante ya que define la exportación (tallo molible) y el reciclado de los mismos (RAC). El riego por goteo permite incrementos en la biomasa y absorción de nutrientes y probablemente modifique su patrón de partición. El objetivo de este trabajo fue determinar la partición final de biomasa y nutrientes en la variedad LCP 85-384 en condición de secano y con riego por goteo. La biomasa aérea producida con riego por goteo fue 42% superior a la producida en secano. La partición de biomasa fue 67,2 y 60,8% a tallo molible, 10,4 y 15% a despunte y 22,4 y 24,3% a hojas del tallo, para riego y secano respectivamente. En orden decreciente, el requerimiento de nutrientes de la parte aérea fue K>N>Ca>Mg>P, mientras que la extracción (tallo molible) fue K>N>Ca>P≥Mg. La partición de nutrientes al tallo molible fue 52% del N y 66% del P, valores repetidos en los dos tratamientos, mientras que para los otros nutrientes fue 66 y 62,8% del K, 30 y 26% del Ca, y 54 y 45% del Mg, para riego y secano respectivamente. El riego por goteo incrementó la cantidad de nutrientes absorbidos y exportados, sin modificar sustancialmente la partición de los nutrientes evaluados, la cual estuvo asociada a la movilidad de los mismos.

Palabras clave: reciclaje de nutrientes, extracción de nutrientes, sustentabilidad.

INTRODUCCIÓN

La caña de azúcar es una especie C4 con gran capacidad de producción de biomasa, alcanzando en Tucumán producciones de 100 y 150 toneladas de caña/ha en condiciones de secano y con riego por goteo respectivamente (Romero *et al.*, 2017). El patrón de partición de la biomasa aérea (tallo molible, hojas, despunte) puede variar en función del nivel productivo del cañaveral, la variedad, la época de cosecha y el manejo agronómico. Bibliografía local e internacional cita valores de partición al tallo molible que varían entre 55% a 80% de la biomasa aérea (Romero *et al.* 1995; Inman-Bamber, 2002). El residuo vegetal resultante de la cosecha sin quema (residuo agronómico de cosecha o RAC) cumple un rol clave en la sustentabilidad del sistema. El RAC, que para las condiciones de Tucumán ha sido estimada entre 7 t y 16 t de materia seca/ha (Romero *et al.*, 2009), puede quedar esparcido sobre el campo como cobertura, ser incorporado en los primeros centímetros del perfil o retirarse total o parcialmente utilizando, por ejemplo, máquinas enfardadoras. Mantener los residuos de la cosecha sobre el suelo produce efectos benéficos como los siguientes: aumenta el contenido de materia orgánica y la estabilidad estructural del suelo, favorece la conservación de la humedad edáfica, reduce la erosión, disminuye la temperatura del suelo en los primeros centímetros de profundidad, aumenta la población de microorganismos benéficos, disminuye la infestación de malezas, permite reducir las labores culturales y permite el reciclado de una considerable cantidad de nutrientes (Medina *et al.*, 2016).

La partición de los nutrientes no necesariamente sigue el mismo patrón que la biomasa. En términos de ciclado de nutrientes, el principal interés radica en la distribución de nutrientes dentro de la planta, más que el de la biomasa. El patrón final de partición de nutrientes tiene un rol importante ya que define la exportación (cantidad alojada en el órgano cosechado) y el reciclado de los mismos (Rubio *et al.*, 2007).

A nivel nacional y local, son muy escasos los estudios de requerimiento y partición de nutrientes en el cultivo, aspectos claves para poder avanzar hacia un manejo más sustentable del suelo y el agroecosistema cañero.

Recientemente se inició la adopción de la tecnología de riego por goteo en algunas explotaciones cañeras de Tucumán, la cual permite alcanzar mayores rendimientos y mejorar la eficiencia en el uso de los nutrientes (Romero *et al.*, 2017). Resulta importante corroborar y cuantificar dichos cambios para, por ejemplo, estimar variaciones en el balance de nutrientes y poder ajustar la fertilización.

Existen evidencias científicas de las distintas variedades de caña de azúcar, ante iguales condiciones edafoclimáticas, presentan diferencias en la cantidad de nutrientes requeridas y exportadas (Almeida de Olveira, 2011). El

conocimiento de estas diferencias permitiría adaptar las demandas nutricionales de los cultivares a las ofertas de nutrientes de los diferentes suelos y así contribuir a la sustentabilidad de los sistemas productivos.

El objetivo de este trabajo fue determinar la partición de biomasa y nutrientes en la variedad de caña de azúcar LCP 85-384 en condición de secano y con riego por goteo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo está ubicado en la finca Overa Pozo sobre una Soca 1 de la variedad LCP85-384, plantada a 1,8 m entre surcos (55,5 surcos/ha). Esta variedad ocupa hoy alrededor del 80% del área cañera tucumana (Ostengo *et al.*, 2015). Se evalúan dos tratamientos (riego por goteo vs secano) con 5 repeticiones en un diseño totalmente aleatorizado en franjas. Durante el ciclo de caña planta, todas las parcelas fueron regadas por goteo y recién luego del primer corte fueron establecidas las parcelas de secano. Las parcelas individuales son de 6 surcos de frente por 46 m de largo dentro de los se marcó una subparcela de 10 m para la evaluación de la población de tallos y los muestreos destructivos en cada cosecha para determinación de los rendimientos culturales y de la materia seca y concentración de nutrientes de los diferentes órganos aéreos del cultivo.

El sitio del ensayo presenta un suelo de textura franca y franco limosa en las profundidades de 0-30 cm y 30-60 cm respectivamente. El contenido de materia orgánica en los 0-30 cm era inferior al 2%. El pH del suelo es neutro, no es salino ni presenta contenido de carbonatos que puedan afectar el cultivo. El contenido de fósforo disponible fue 21,6 ppm (Bray Kurtz II), por lo que se fertilizó todo el ensayo con Súper fosfato triple aplicando 97 kg de P2O5/ha para todo el ciclo productivo del cañaveral (normalmente 5 años), según la tabla de recomendación vigente.

Las cañas socas (1, 2, 3) se fertilizaron con una dosis de 90 kg N/ha*año, tanto las parcelas regadas (fertirriego) como en secano. En las parcelas con fertirriego dicha dosis se dividió en 3 momentos de aplicación dentro del período recomendado. En las parcelas en secano se hizo una sola aplicación.

La estimación del rendimiento cultural se realiza a partir del nº de tallos molibles por metro lineal de surco (promedio de tres conteos de 10 m por parcela) por el peso fresco promedio de los tallos producto de los muestreos destructivos. Cada muestra destructiva consiste de 20 tallos consecutivos. A cosecha, se toma una muestra de cada parcela, y se procedió a su separación en hojas verdes, hojas secas, tallo molible y despunte con la determinación del peso fresco de cada uno. El despunte se separa tomando como criterio el punto de quiebre natural. El mismo se separa en su componente foliar y caulinar (tallos inmaduros). El tallo molible es la fracción de tallo remanente una vez separado el despunte. A su vez, las hojas del tallo molible también se separan en verdes y secas. Luego, una submuestra de cada una de las anteriores se seca en estufa (65°C) para su posterior determinación de materia seca y contenido total de N, P y K en el laboratorio de Suelos y de Ca y Mg en el laboratorio de Química de la EEAOC.

El nitrógeno (N) se extrajo por digestión sulfúrica, y se determinó por digestión-destilación (Kjendhal). Los demás nutrientes se extrajeron por calcinación y se determinaron los contenidos de fósforo (P) por colorimetría en cenizas totales, de potasio (K) por fotometría en cenizas totales, y de calcio (Ca) y magnesio (Mg) por espectrofotometría de absorción atómica. La cantidad de nutrientes absorbidos por la planta se cuantifica multiplicando la materia seca por el tenor de nutriente determinados en cada parte de la planta.

Los valores de biomasa, rendimientos y contenido de N, P, K, Ca y Mg presentados en este trabajo surgen del análisis de muestras extraídas durante las socas 1, 2 y 3.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El rendimiento promedio de las 3 socas sucesivas, para ambos tratamientos fue de 114,3 t/ha y 84,5 t/ha para riego y secano respectivamente. El riego por goteo produjo un incremento promedio de 30 t/ha del rendimiento cultural (35% de incremento promedio), siendo similar a los resultados de Romero (2017).

La biomasa aérea producida (Tabla 1) en el tratamiento con riego por goteo fue en promedio 42% superior a la producida en el tratamiento en secano. El tratamiento con riego particionó el 67,2% de la biomasa hacia los tallos molibles; 10,4% al despunte y un 22,4% entre hojas verdes y secas. El tratamiento en secano destinó el 60,8% a tallo molible; 15% a despunte y 24,3% entre hojas verdes y secas.

Tabla 1: Partición de biomasa aérea de la variedad LCP85-384 con riego por goteo y en secano.

Promedio Soca 1-2-3	Órgano	Biomasa (t/Ha)	Biomasa (%PS)
Riego	**Tallos molibles**	**31,1**	**67,2**
	Tallos inmaduros	**1,6**	**3,5**
114,3 t/ha	Hojas Despunte	**3,2**	**6,9**
	Hojas Verdes	**4,3**	**9,3**
	Hojas Secas	**6,1**	**13,1**
	Total Parte Aérea	**46,3**	**100,0**
Secano	**Tallos molibles**	**19,8**	**60,8**
	Tallos inmaduros	**2,8**	**8,6**
84,5 t/ha	Hojas despunte	**2,1**	**6,4**
	Hojas Verdes	**3,3**	**10,3**
	Hojas Secas	**4,6**	**14,0**
	Total Parte Aérea	**32,6**	**100,0**

Se observa cómo la mejor condición hídrica del cultivo con riego permitió construir una mayor biomasa aérea y además optimizar su partición hacia los tallos molibles (índices de cosecha de 67% y 61% para riego y secano respectivamente). Los valores de partición de biomasa al tallo molible se encuentran dentro del rango citado por la bibliografía (Romero, 1995; Inman-Bamber, 2002).

Asociado a lo anterior, se observa una partición diferencial de biomasa hacia los tallos inmaduros del despunte, donde el tratamiento en secano superó al regado en un 5% de la biomasa aérea total.

Podemos observar que la partición a material foliar fue similar entre los tratamientos de riego y secano. La separación de la fracción inmadura de los tallos sigue un criterio técnico-económico de no procesar caña con bajo contenido de sacarosa y alto de azucares reductores o no azucares que dificultan la recuperación de azúcar. Las mejores condiciones hídricas desde inicios del ciclo, generaron un mayor ritmo de crecimiento y un adelanto fenológico, que permitió construir mayor biomasa y una mayor cantidad (t/ha) y proporción (%) de entrenudos maduros por tallo al momento de la cosecha.

Luego de la cosecha (sin quema), los residuos vegetales (RAC: hojas y despuntes) fueron aproximadamente 15,2 t/ha y 12,8 t/ha para los tratamientos con riego por goteo y en secano respectivamente. El aporte fue un 19% mayor en el tratamiento regado.

En la Tabla 2 se muestra la cantidad de nutrientes determinados en los componentes de la biomasa aérea de la variedad LCP 85-384. Valores medios de 3 socas.

Tabla 2: Partición de nutrientes en los diferentes componentes de la biomasa aérea de la var. LCP 85-384. Valores promedio de las determinaciones realizadas al momento de cosecha de las socas 1, 2 y 3 para N, P, K, Ca y Mg.

		Cantidad de nutriente absorbida (Kg/Ha)					Porcentaje sobre el total absorbido				
Promedio Soca 1-2-3	**Órgano**	**N**	**P**	**K**	**Ca**	**Mg**	**N%**	**P%**	**K%**	**Ca%**	**Mg%**
Riego	**Tallo molible**	**100,4**	**15,1**	**282,6**	**18,6**	**14,4**	**52,2**	**66,4**	**66,3**	**30,2**	**53,6**
	Tallos inmad	**3,3**	**0,8**	**11,0**	**1,0**	**0,9**	**1,7**	**3,5**	**2,6**	**1,6**	**3,5**
	Hojas despunte	**39,9**	**3,4**	**67,0**	**8,5**	**3,5**	**20,8**	**14,9**	**15,7**	**13,7**	**12,8**
	Hojas Verdes	**23,5**	**1,8**	**35,5**	**9,9**	**2,6**	**12,2**	**8,0**	**8,3**	**16,0**	**9,7**
	Hojas Secas	**25,2**	**1,6**	**30,4**	**23,7**	**5,5**	**13,1**	**7,1**	**7,1**	**38,4**	**20,4**
	Tot Parte Aérea	**192,3**	**22,7**	**426,6**	**61,7**	**27,0**	**100**	**100**	**100**	**100**	**100**
Secano	**Tallo molible**	**79,0**	**11,5**	**202,1**	**13,3**	**10,3**	**52,4**	**66,5**	**62,8**	**26,1**	**45,5**
	Tallos inmad	**3,1**	**0,4**	**9,7**	**1,0**	**1,2**	**2,1**	**2,1**	**3,0**	**2,0**	**5,3**
	Hojas despunte	**31,0**	**2,6**	**53,0**	**7,2**	**3,1**	**20,6**	**14,9**	**16,5**	**14,2**	**13,9**
	Hojas Verdes	**17,7**	**1,3**	**24,5**	**7,6**	**2,3**	**11,8**	**7,6**	**7,6**	**14,9**	**10,1**
	Hojas Secas	**19,9**	**1,5**	**32,4**	**21,8**	**5,7**	**13,2**	**8,9**	**10,1**	**42,8**	**25,2**
	Tot Parte Aérea	**150,8**	**17,3**	**321,7**	**50,9**	**22,6**	**100**	**100**	**100**	**100**	**100**

En la Tabla 2 puede observarse por un lado, que tanto las cantidades de nutrientes absorbidas como las extraídas en los tallos fueron mayores en el cultivo regado respecto al cultivo en secano. Sin embargo, en general, el patrón de partición de nutrientes en los diferentes órganos fue similar para ambos tratamientos.

En el caso del N, el tratamiento con riego extrajo en los tallos un 27% más de este nutriente que el secano. Si recordamos lo observado en la Tabla 1, la partición de biomasa para tallo molible fue de 67% y 61% para riego y secano respectivamente, sin embargo la partición de N para este destino fue prácticamente la misma (52%) para ambos regímenes hídricos.

En el caso del P la situación es similar. La cantidad absorbida fue un 31% mayor en el regado pero la proporción de P destinada a los tallos molibles fue la misma en ambos tratamientos (66%).

El K y el Mg, presentaron también una importante partición hacia el tallo molible, concentrando en el mismo, en ambos tratamientos hídricos, alrededor del 65% y 50% del total acumulado en la parte aérea.

En contraste con los anteriores, solamente el 26-30% del Ca de la parte aérea se concentró en el tallo molible. Su mayor acumulación (alrededor del 40%) se determinó en las hojas secas.

Este comportamiento está directamente asociado a la movilidad de los nutrientes en la planta, donde N, P, K y Mg son nutrientes móviles (con capacidad de ser retranslocados) mientras que el Ca es altamente inmóvil.

Si ordenamos los nutrientes en orden decreciente en función de las cantidades en que son absorbidos por el cultivo tenemos que K>N>Ca>Mg>P; mientras que si hacemos lo mismo para la extracción de nutrientes (tallo molible) tenemos K>N>Ca>P≥Mg. El cambio de orden entre P y Mg se debe a un mayor índice de cosecha (IC) del fósforo. Vinicius da Silva y col. (2018), trabajó con 4 variedades y observó el mismo orden de requerimiento de estos nutrientes en las dos primeras socas.

Leite *et al.* (2016), trabando a la edad de soca 1 con 3 variedades en tres sitios, reportó valores promedio de 197, 32 y 469 kg/ha y 90, 19 y 266 kg/ha para N, P y K en biomasa aérea y en tallo molible respectivamente. Almeida de Oliveira (2011), reportó para caña con riego contenidos de 179, 25 y 325 kg/ha de N, P y K respectivamente en la biomasa aérea.

Un dato importante de destacar es que en el RAC de LCP 85-384 se encuentra el 47,8 % del N, el 33,5% del P, del 34 al 37% del K, del 70 al 74% del Ca y del 45 al 54% del Mg del total absorbido por el cultivo tanto para riego como en secano. Dentro de los componentes del RAC, los mayores contenidos de nutrientes (kg/ha) se encuentran en las hojas del despunte, para N, P y K, y en las hojas secas para Mg y especialmente Ca. Claramente el mantenimiento de ese residuo, ya sea en superficie (que genera además otros beneficios) o incorporado en el suelo, tendrá un impacto más que considerable en el balance de nutrientes, en el balance de carbono y así en la sustentabilidad del sistema.

La eliminación de la práctica de la quema asociada a la cosecha de la caña de azúcar es sin duda un paso muy importante en el avance hacia un sistema de producción de caña sustentable, con un menor impacto ambiental y más amigable con las poblaciones vecinas.

CONCLUSIONES

El riego por goteo aumentó la biomasa construida y modificó su partición al incrementar la proporción de tallos molibles minimizando la incidencia de porciones inmaduras de tallo. El riego, por lo tanto, incrementó el índice de cosecha.

El riego por goteo incrementó la cantidad de nutrientes absorbidos y exportados pero sin modificar sustancialmente la distribución o partición de los 5 nutrientes evaluados. La partición de N y P presentó valores muy similares en ambos tratamientos, mientras que la de los restantes nutrientes evaluados se vió ligeramente modificada por efecto del riego, observándose mayores particiones de K (+3,5%), Ca (+4,1%) y Mg (+8,1%) hacia los tallos molibles en el tratamiento regado.

La partición de nutrientes analizados estuvo asociada a la movilidad de los mismos.

BIBLIOGRAFÍA

- Almeida de Oliveira, EC; JF Freire; RI Oliveira; AC Oliveira & MB Galvao dos Santos Freire. 2011. Acúmulo e alocacao de nutrientes em cana de acucar. Revista Ciencia Agronómica 42 (3): 579-588.
- Da Silva, VSG; MW de Oliveira; VM Ferreira; TBA Oliveira; E Galvao; AF da Silva & PAS Machado. 2018. Nutritional Requirement of Sugarcane Cultivars. J. Agric. Sci. 10 (4): 361-369.
- Inman-Bamber. 2002. Aspects of dry matter partitioning in sugarcane. Proc S Afr Sug Technol Ass. 76: 235-239.
- Leite, J.M; IA Ciampitti; E Mariano; M Vieira-Megda & PCO Trivelin. 2016. Nutrient Partitioning and stoichiometry in unburnt sugarcane ratoon at varying yield levels. Front. Plant Sci. 7 (466): 1-14.
- Medina, M; J Fernandez de Ulivarri; FA Sosa; P Digonzelli; AA Criado; FJ Pérez Alabarse & LM Romero. 2016. Resultados preliminares sobre el efecto del residuo agrícola de cosecha en verde de la caña de azúcar (RAC) sobre los componentes del rendimiento cultural y la producción de caña bajo riego. Libro de resúmenes XX Reunión Técnica Nacional de Caña de Azúcar (SATCA). Área Agrícola. Tucumán, Argentina. Trabajo Nº43: 6-8.
- Ostengo, S, MA Espinosa; JV Díaz; ER Chavanne; DD Costilla & MI Cuenya. 2015. Relevamiento de la distribución de variedades y de otras tecnologías aplicadas al cultivo de la caña de azúcar en la provincia de Tucumán: campaña 2013/2014. Gacetilla Agroindustrial 78: 3-17.
- Romero, ER; I Olea & J Scandaliaris. 1995. Evaluación de diferentes factores que afectan el contenido porcentual de hojas y despunte de la caña de azúcar. Rev. Ind. y Agric. de Tucumán 72 (1-2): 5-9.
- Romero, ER; J Scandaliaris; PA Digonzelli; LG Alonso; F Leggio; JA Giardina; SD Casem; MJ Tonatto & J Fernandez de Ulivarri. 2009. Effect of variety and cane yield on sugarcane potential trash. Rev. Ind. y Agric. de Tucumán 86 (1): 9-13.
- Romero ER; A Sanchez Ducca; J Giardina; P Digonzelli; F Leggio; J Ullivarri; J Tonatto; JI Romero; F Sosa. 2017. Capacidad productiva de diferentes diseños de plantación en condiciones de riego por goteo y secano de caña de azúcar en Tucumán, Argentina. MEMORIAS XIV Congreso Internacional de azúcar y derivados, Diversificación 2017 y el XXIII Congreso de la Asociación Latinoamericana de Malezas (ALAM). La Habana, Cuba.
- Rubio, G; J Scheiner; M Taboada & R Lavado. 2007. Distribución de nitrógeno, fosforo y azufre en un cultivo de colza: efectos sobre el ciclado de nutrientes. Ciencia del Suelo 25 (2): 189-194.

C3P74. USO DEL CLOROFILÓMETRO PARA DETERMINAR LA DOSIS OPTIMA ECONÓMICA DE NITRÓGENO EN MAÍZ

Sainz Rozas, Hernán [1,2*]; Reussi Calvo, Nahuel I.[1,2,3] y Barbieri, Pablo[1,2]

[1]Unidad Integrada Balcarce INTA-Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Ruta Nac. 226 km 73,5, Balcarce, Buenos Aires, Argentina. [2]CONICET. [3]Fertilab, Ruta 226, km 73,5, (7620) Balcarce, Buenos Aires, Argentina.
*Autor de contacto: sainzrozas.hernan@inta.gob.ar . Unidad Integrada Balcarce. Ruta Nac. 226 km 73,5. Balcarce. Argentina.

RESUMEN

En la actualidad los modelos de diagnóstico de nitrógeno (N) en maíz no contemplan la incidencia de la relación insumo:producto. El objetivo fue evaluar la utilidad del clorofilómetro SPAD 502 para monitorear el estatus nitrogenado del maíz y definir la dosis óptima económica (DOE) en diferentes momentos del ciclo. Se realizaron 14 experimentos de fertilización nitrogenada en el sudeste bonaerense (SEB). Se determinó el índice de verdor con el SPAD 502 (SPAD) en los estadios de 6 y 10 hojas completamente expandidas (V6 y V10). Para ambos momentos se calculó el ISN como el cociente entre un determinado valor y el valor promedio de la máxima dosis de N. El déficit o exceso de N respecto de la DOE (dDOE) se calculó como la DOE menos la dosis de N aplicada. El rendimiento varió entre 4160 y 14035 kg*ha^{-1} según experimento y dosis de N. Se determinó relación significativa entre ISN y dDOE en V6 y V10, siendo el r^2 mayor para V10 (0,28 vs 0,67). El valor de ISN asociado a una dDOE=0 fue de 0,97 y 0,98 (para V6 y V10, respectivamente). Esta información permite realizar el monitoreo del estatus nitrogenado del cultivo y eventualmente refertilizar para complementar aplicaciones tempranas e insuficientes de N, justo en el momento en que la demanda del cultivo es elevada. Esto minimiza las pérdidas de este nutriente disminuyendo el impacto ambiental de la fertilización e incrementa el retorno económico de la misma.

Palabras claves: diagnóstico, planta, índice de suficiencia.

INTRODUCCIÓN

Para el cultivo de maíz se ha propuesto el análisis de nitrato en suelo al momento de la siembra o de V6 (Ritchie & Hanway, 1982) junto con un índice de mineralización (N-NH_4^+ producido en incubaciones anaeróbias de 7 días, i.e, Nan) como metodología para evaluar la disponibilidad de nitrógeno (N). Sin embargo, en el SEB, dicha metodología de diagnóstico explica una proporción variable (r^2 0,26-0,69) del rendimiento de cultivos de maíz sin N, y/o de la respuesta al agregado del mismo (Orcellet *et al*., 2016). Esto podría ser debido al efecto que tienen las variables edafoclimáticas y de manejo sobre procesos que regulan la demanda de N del cultivo y las pérdidas y ganancias del mismo desde el sistema suelo (lavado, desnitrificación y mineralización e inmovilización). En este sentido, los suelos del SEB tienen elevados contenidos de materia orgánica (Sainz Rozas *et al*., 2011) y potencial de mineralización (Orcellet *et al*., 2016), pero las temperaturas son subóptimas para dicho proceso durante las etapas iniciales del cultivo (Orcellet *et al*., 2016). Por otra parte, en esta zona en general se registran excesos hídricos al comienzo del ciclo cultivo que pueden generar pérdidas del N edáfico o del fertilizante (Sainz Rozas *et al*., 2004). Además, también es frecuente que se produzcan deficiencias hídricas durante el período crítico de fijación de granos (mes de enero), las cuales, dependiendo de su magnitud y duración, afectan el rendimiento y la demanda de N (Calviño & Monzon, 2009). En este sentido, Pagani *et al*. (2008) informaron que el r^2 de la relación entre rendimiento y N disponible (suelo+fertilizante) mejoró cuando el conjunto de datos fue segregado según disponibilidad hídrica (años promedio, por debajo y por encima del mismo). Dichos autores también concluyeron que el efecto año fue más importante sobre la dosis optima económica (DOE) que la relación insumo producto.

Este panorama determina la necesidad de contar con metodologías de diagnósticos no destructivas basadas en el análisis de planta que permitan corregir aplicaciones tempranas de N, ya que la planta es un mejor integrador de los procesos que regulan la oferta y demanda de N. Al mismo tiempo, si el diagnóstico puede realizarse en estadíos más cercanos al período crítico del cultivo, el mismo tendría la ventaja de permitir una mejor evaluación de la conveniencia o no de refertilizar con N según el contenido de agua en el suelo y el pronóstico de lluvias a corto plazo.

Existe una amplia gama de sensores de transmitancia y refractancia que permiten caracterizar, de forma rápida y no destructiva el estatus nitrogenado del cultivo, siendo éstos una alternativa superadora y/o complementaria a los métodos de diagnóstico basados en determinaciones de suelo. Uno de los más difundidos es el medidor de clorofila Minolta SPAD® 502. Este se basa en la estrecha relación que existe entre la intensidad del color verde de la hoja o índice

de verdor (IV) y el contenido de clorofila y, entre ambos y la concentración de N en hoja (Waskom, 1996). No obstante, el IV presenta el inconveniente de estar afectado por numerosos factores tales como el genotipo, el estado de crecimiento del cultivo, las enfermedades, la disponibilidad hídrica, otros nutrientes, etc. (Blackmer & Schepers, 1995; Hawkins, *et al*., 2007). Por lo tanto, para minimizar los errores ocasionados por dichos factores se recomienda relativizar las mediciones de SPAD con áreas de referencia sin limitaciones de N (Hawkins, *et al*., 2007; Barker & Sawyer, 2010; Reussi Calvo *et al*., 2015). A partir de las lecturas de SPAD en las áreas de referencia se determina un índice de suficiencia de N (ISN), que surge del cociente entre el IV del lote y el IV del área sin limitaciones nutricionales.

Para el cultivo de maíz se ha informado que el medidor de clorofila permite un adecuado diagnóstico del estatus nitrogenado del cultivo, particularmente luego de V6 (Sainz Rozas & Echeverría, 1998; Barbieri *et al*., 2013). Si bien el análisis de muestras de suelo en presiembra o al estadío de V6 permite realizar una primera aproximación a la estimación de la dosis a aplicar (Orcellet *et al*., 2016), el uso del medidor de clorofila durante estadíos reproductivos tempranos permite el monitoreo del estatus nitrogenado del cultivo, posibilitando aplicaciones correctivas de N en un momento en que la demanda del mismo es elevada y las pérdidas de N son bajas, lo cual incrementaría la eficiencia de uso de N (EUN). En este sentido, Bonelli *et al*. (2017) y Mueller *et al*. (2017) informaron respuesta a la fertilización nitrogenada y EUN similares o superiores para aplicaciones de N en V10 o divididas entre siembra y V12, respecto a aplicaciones completas de N al momento de la siembra o al estadio de V6.

Para el SEB no existe información respecto a la capacidad del ISN para definir la dosis óptima económica (DOE) de N para un set de datos que incluya años, variabilidad en la disponibilidad de N edáfico y condiciones de manejo (riego-secano). Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue evaluar la utilidad del SPAD para monitorear el estatus nitrogenado del maíz y definir la DOE para diferentes momentos del ciclo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Entre las campañas 1995/96 y 2012/13 se realizaron 14 experimentos de fertilización nitrogenada en maíz bajo siembra directa en el SEB (partidos de Gral. Alvarado, Lobería y Balcarce). En todos los experimentos el diseño fue en bloques completos aleatorizados con 3 a 4 repeticiones y la dosis aplicada varió con el sitio. La fuente de N utilizada fue urea (46-0-0) y se aplicó al voleo en cobertura total a la siembra o en una hoja. El tamaño de la unidad experimental fue de 4 m de ancho por 12 a15 m de largo. Se aplicó a la siembra una dosis de 20 kg ha^{-1} de fósforo y 20 kg ha^{-1} de azufre para que no limiten el crecimiento. Se sembraron híbridos de ciclo intermedio adaptados a la zona y las fechas de siembras fueron entre el 15/10 y el 10/11. Las densidades de siembra variaron entre 70.000 y 80.000 plantas ha^{-1} y se controlaron malezas con herbicidas recomendados. En ningún experimento se realizó aplicación de fungicidas. En algunos experimentos (1, 2, 3, 5 y 9) se aplicó riego suplementario durante el período crítico y la lámina de riego varió de 100 a 220 mm.

A la siembra del cultivo se realizaron muestreos de suelo en superficie (0-20 cm) para determinar el contenido de materia orgánica (MO), pH y N-NH_4^+ producido en anaerobiosis (Nan), y en el perfil (0-20, 20-40 y 40-60 cm) para N-NO_3^-. La concentración de N- N-NO_3^- se extrajo con KCl y se determinó por colorimetría (Keeney & Nelson, 1982). La MO se determinó por el método Walkley & Black (1933) y el pH en relación 1:2,5 (suelo-agua). El Nan se determinó según la metodología descripta por Echeverría *et al*. (2000). Los datos de estas variable por experimento son mostrados en la Tabla 1.

Se realizaron mediciones con SPAD en los estadíos de V6 y V10, tomando la lectura de 20 plantas por parcela a la mitad de la distancia entre la base y el ápice, y a la mitad de la distancia entre el borde y el nervio medio de la hoja. Para cada momento, se calculó el ISN como el cociente entre IV de un determinado tratamiento y el IV promedio del tratamiento sin limitaciones de N (máxima dosis de cada experimento). En madurez fisiológica se cosecharon las parcelas de forma manual y se trillaron empleando una trilladora estacionaria. Se determinó el rendimiento (expresado al 14,5% de humedad).

Las diferencias entre tratamientos sobre las variables rendimiento fueron evaluadas mediante análisis de la varianza (ANOVA) con el paquete estadístico R. Las diferencias entre medias de tratamiento se evaluaron usando el Test de Tukey ($P<0,05$). Además, algunas variables fueron evaluadas por regresión. En cada experimento se ajustó el modelo de respuesta a N que presentó el mayor valor de r^2 y el menor cuadrado medio del error. Cuando el r^2 fue similar entre dos modelos de respuesta se optó por el cuadrático-plateau (CP), dado que es el más racional desde el punto de vista agronómico (Pagani *et al*., 2008; Barker & Sawyer, 2010). Se determinó la DOE para cada sitio empleando la relación insumo:producto histórica de 10:1 (Pagani *et al*., 2008). Para sitios sin respuesta al agregado de N la DOE fue igual a 0. El déficit o exceso de N respecto de la DOE (dDOE) se calculó como la diferencia entre DOE y la dosis de N aplicada (Hawking *et al*., 2007; Reussi Calvo *et al*., 2015). Valores de dDOE negativos indican deficiencia y positivos excesos de N.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores promedio de pH, MO, Nan en el estrato superficial (0-20 cm) y $N\text{-}NO_3^-$ (0-60 cm) se ubicaron dentro de los rangos reportados para la zona por Sainz Rozas *et al*. 2011 y Reussi Calvo *et al*. 2014 (Tabla 1). La variación del contenido inicial de $N\text{-}NO_3^-$ y de Nan (potencial de mineralización) sugieren que la DOE presentaría variabilidad entre experimentos, ya que se ha informado que ambas variables edáficas se asocian con el rendimiento de cultivos de maíz sin N y/o con la respuesta al mismo (Orcellet *et al*., 2016). Las precipitaciones y los riegos realizados en general no limitaron el rendimiento del cultivo y la respuesta a N, salvo en los experimentos 4 y 14 (Tabla 2).

Tabla 1. Algunas características del suelo de los sitios experimentales en presiembra.

	pH	P-Extractable* (0-20 cm)	MO# (0-20 cm)	Nan¶ (0-20 cm)	$N\text{-}NO_3^-$‡ (0-60 cm)
Sitios		mg kg^{-1}	g kg^{-1}	mg kg^{-1}	kg ha^{-1}
1	5,8	21	56	41	31
2	5,8	23	56	41	31
3	5,7	22	56	41	54
4	5,4	9	55	74	73
5	5,6	16	49	71	72
6	5,9	26	57	63	57
7	5,7	12	56	59	43
8	5,6	12	52	76	88
9	5,8	13	56	71	53
10	6,1	9	50	107	84
11	6,1	17	54	43	80
12	5,7	15	65	71	108
13	5,6	13	56	49	130
14	5,6	10	46	44	108
Prom	5,7	16	55	61	72
SD	0,2	5	4	19	30
Min	5,4	9	46	41	31
Max	6,1	26	65	107	130

* (Bray & Kurtz, 1945); # Materia orgánica (Walkey & Black, 1933).

$N\text{-}NH_4^+$ producido en anaerobiosis (Echeverría *et al*., 2000); ‡ Keney & Nelson (1982).

El rendimiento varió entre 4160 y 14035 kg*ha^{-1} según experimento y dosis de N. El experimento 4 fue el único en el que no se determinó respuesta a N debido al severo estrés hídrico (Tabla 2). La eficiencia agronómica (EA, kg grano* kg N aplicado^{-1}), varió desde -6 hasta un máximo de 50 kg*kg^{-1}, con un valor promedio de 13 kg*kg^{-1}. Salvo en los experimentos 4, 6, 10 y 13, la EA fue mayor a 10 kg*kg N^{-1} (relación insumo:producto histórica) aún en las dosis más altas de N (datos no mostrados), lo cual evidencia el beneficio de la práctica de fertilización.

Tabla 2. Efecto de la dosis de N sobre rendimiento en grano del maíz en sitios del sudeste bonaerense.

	Dosis de N (kg ha^{-1})												
Experimento	0	35	40	60	70	80	120	140	160	180	200	210	240
1	6904d	8623c			10385b			12955a				14035a	
2	6747c				9315b			9840b				10971a	
3	7298b					10707a		10822a		11802a			
4	6214a			5995a			4464a			5969a			5463a
5	8358c			9351bc			10906ba			11847a			11960a
6	8200b			9138ab			9610a			9941a			10105a
7	6460c			8096cb			9393ab			10656a			10791a
8	6460c			8096bc			9394ab			10791a			11171a
9	6422c			8049bc			9339ab			10594a			10728a
10	13261a			14460a			13020[a]			12917a			13611a
11	6410b		7068ab	8252ab		9278ab	9335ab			9685a			
12	6101d		6397d			7942cd	9446ab		9696ab		10734a		
13	9964a		9726a			10131a	10829[a]		10762a		10383a		
14	4160c		4851c			6734b	7365b		8831a		8880a		

Letras distintas en cada fila indican diferencias significativas (P < 0,05) entre dosis de N según el test de Tukey.

En V6 el ISN se relacionó con el ND (N-NO_3^- en suelo+dosis de N) y, en V10, con el ND y el Nan, siendo el ajuste del modelo mayor para este último estadío (Tabla 3). Esto indica que en el estadío V10 la planta fue capaz de captar la variación en la disponibilidad de N generada por el nitrato inicial, dosis de N y potencial de mineralización. El menor ajuste en V6 se explica principalmente por los bajos requerimientos de N que presenta el cultivo hasta dicho estadío. Por otra parte, el menor aporte del Nan al ISN respecto al ND (Tabla 3), se explicaría por la baja temperatura media la cual limita el proceso de mineralización. En el SEB la temperatura media desde siembra hasta R1 (aproximadamente 4 semanas después de V10) es de 19°C (Orcellet *et al*., 2016), la cual es menor a las consideradas óptimas para dicho proceso (30 a 35°C).

Tabla 3. Modelos para estimar el índice de suficiencia de N en los estadíos de V6 (ISN_{V6}) y en V10 (ISN_{V10}) del maíz.

Modelo	Variable	Valor Parámetro	P valor	R^2 parcial	Raj^2
ISN_{V6}	Intercepto	0,88			0,33
	ND	4,93 e^{-4}	0,008	0,33	
	ND^2	4,97 e^{-7}	0,136		
	Nan	6,37 e^{-5}	0,587		
ISN_{V10}	Intercepto	0,74			0,67
	ND	1,88 e^{-3}	0,001	0,48	
	ND^2	3,68 e^{-6}	0,001	0,15	
	Nan	3,66 e^{-4}	0,010	0,04	

ND= nitrógeno disponible a la siembra (N-NO_3^- kg ha^{-1} hasta 60 cm más dosis de N).
Nan= N-NH_4^+ producido en anaerobiosis (mg kg^{-1}, 0-20 cm).

Se ajustó un modelo CP entre el IV, tanto en valores SPAD como ISN, y la dDOE para cada momento de muestreo. Similares relaciones han sido determinadas en trigo por Reussi Calvo *et al*. (2015) y en maíz por Barker & Sawyer (2010). El uso del ISN mejoró el ajuste del modelo (Fig. 1), tal como fue informado por otros autores para maíz y trigo (Scharf *et al*., 2006; Hawkins *et al*., 2007; Reussi Calvo *et al*., 2015). Por otra parte, el ajuste del modelo y la pendiente fueron mayores para V10 que para V6 (Fig. 1), indicando que el estrés de N se incrementó con el avance del ciclo del cultivo. Similares resultados han sido informados por otros autores (Scharf *et al*., 2006; Hawkins *et al*., 2007; Varvel *et al*., 2007). Esto indica que el ISN tiene escasa potencialidad para predecir la dDOE en estadíos tempranos. Sin embargo, Ma *et al*. (2005) trabajando en suelos de Canadá, informaron que el clorofilómetro fue capaz de detectar diferencias en IV generadas por dosis crecientes de N aplicadas a la siembra. Este comportamiento podría explicarse por la menor disponibilidad inicial de N de los suelos utilizados por dichos autores. Es para destacar que el buen ajuste entre el ISN y la dDOE en V10 ocurrió a pesar de que en algunos sitios la respuesta a N estuvo limitada por agua. En dichos sitios el IV fue elevado y la dDOE fue mínima o cero. Esto podría deberse a los menores requerimientos de N de cultivos

bajo estrés hídrico (Sainz Rozas *et al*., 2000) y no a un efecto directo del mismo sobre el IV, ya que al respecto se han informado resultados contradictorios en trigo y maíz (Schepers *et al*., 1997; Barraclough & Kyte, 2001).

El ISN varió de 0,69-0,70, en las condiciones de severo estrés de N, a 0,99 (Plateau), mientras que las dDOE asociadas a dichos valores fueron desde -250 a 18 kg*ha^{-1}, respectivamente. El ISN asociado a la dDOE = 0 fue de 0,98 (Fig. 1). Sainz Rozas *et al*. (2004) y Ma *et al*. (2005) informaron que en regiones con excesos hídricos al comienzo del ciclo del cultivo, la aplicación de dosis elevadas de N a la siembra conlleva el riesgo de elevadas pérdidas de este nutriente. Dichos autores reportaron valores de eficiencias de recuperación en planta menores para aplicaciones a la siembra respecto a aplicaciones en V6 (23 a 55%). Esto podría explicar las altas dDOE determinadas en este estudio para condiciones de severo estrés de N.

Para el SEB se han ajustado modelos que relacionan el rendimiento de cultivos de maíz sin N, o la respuesta de los mismos al agregado de este nutriente, con el nitrato inicial y el Nan (Orcellet *et al*., 2016). Por lo tanto, una estrategia para incrementar la EUN sería la determinación de la dosis de N según estos modelos y la aplicación de la misma en V4-V6 con posterior chequeo y eventual refertilización en V10 según el ISN.

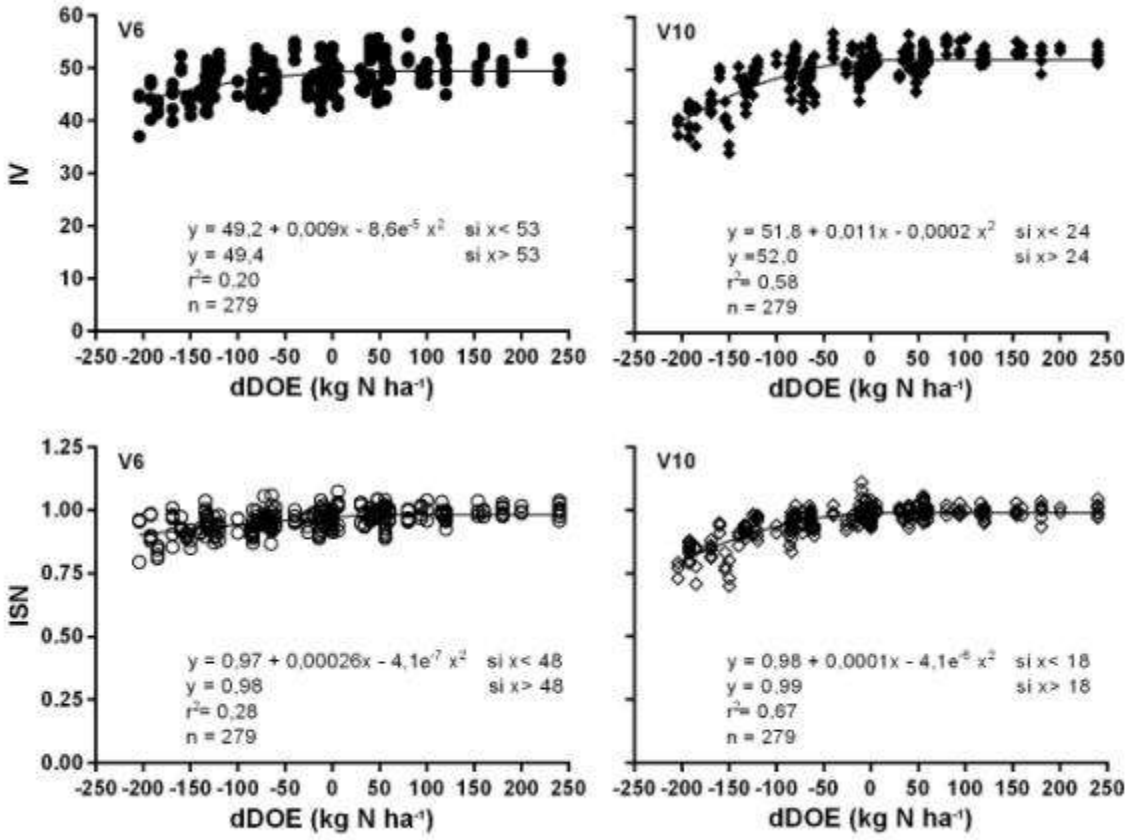


Figura 1. Valores absolutos SPAD (IV) e Índice de suficiencia de N (ISN) en función de la diferencia de N a dosis óptima económica (dDOE) en maíz. Valores de dDOE negativos indican deficiencia y positivos excesos de N. V6= estadío de 6 hojas expandidas, V10= estadío de 10 hojas expandidas.

CONCLUSIONES

La determinación del ISN en V6 no resultó una herramienta promisoria para el monitoreo de las necesidades de N dado que se asoció de forma débil con la variación de la disponibilidad de N edáfico y con la dDOE. Sin embargo, la determinación del ISN en V10 reflejó de manera adecuada la disponibilidad de N edáfico y se asoció de forma estrecha con la dDOE. Por lo tanto, la determinación del ISN y la eventual refertilización en V10 permitirían maximizar la productividad del cultivo y la EUN, reduciendo el impacto ambiental de la fertilización nitrogenada.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado con subsidios del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) (Proyecto PNSUELO-1134024), FONCyT (Projecto PICT 2016-0304), del laboratorio de suelos del grupo relación Suelo-Cultivo de la EEA INTA Balcarce y del laboratorio de suelos FERTILAB.

BIBLIOGRAFÍA

- Barker, D.W. & J.E. Sawyer. 2010. Using Active Canopy Sensors to Quantify Corn Nitrogen Stress and Nitrogen Application Rate. Agron. J. 102:964-971.
- Barraclough P.B. & J. Kyte. 2001. Effect of water stress on chlorophyll meter readings in winter wheat. In: Horst W.J. *et al*. (eds) Plant Nutrition. Developments in Plant and Soil Sciences, vol 92. Springer, Dordrecht.
- Blackmer, T.M. & J.S. Schepers. 1995. Use of chlorophyll meter to monitor nitrogen status and schedule fertigation for corn. J. Prod. Agric. 8:56–60.
- Calviño, P. & Monzon, J.P. 2009. Farming systems of Argentina: yield constraints and risk management. In: Sadras, V.O., Calderini, D. (Eds.), Crop Physiology: Applications for Genetic Improvement and Agronomy. Academic Press, Elsevier, pp. 55–67.
- Echeverría H.E., N. San Martin & R. Bergonzi. 2000. Métodos rápidos de estimación del nitrógeno potencialmente mineralizable en suelos. Cien. Suelo 18:9-16.
- Hawkins, J.A.; J.E. Sawyer; D.W. Barker; & J.P. Lundvall. 2007. Using relative chlorophyll meter values to determine nitrogen application rates for corn. Agron. J. 99:1034–1040.
- Keeney, D.R. & D.W. Nelson. 1982. Nitrogen inorganic forms. In: Page, A.L. *et al*. eds. Methods of soil analysis. Part 2. Agron. Monog 9 ASA and SSSA, Madison, WI. pp. 643-698.
- Ma, B.; Subedi, K.D. & C. Costa. 2005. Comparison of crop-based indicators with soil nitrate test for corn nitrogen requirement. Agron. J. 97:462-471.
- Mueller, S.M.; Camberato, J.J.; Messina, C.; Shanahan, J.; Zhang, H. & and T.J. Vyn. 2017. Late-split nitrogen applications increased maize plant nitrogen recovery but not yield under moderate to high nitrogen rates. Agron. J. 109:2689-2699.
- Orcellet, J.; Reussi Calvo, N.I.; Sainz Rozas, H.R.; Wyngaard, N. & H.E. Echeverría. 2016. Anaerobically Incubated nitrogen improved nitrogen diagnosis in Corn. Agron. J. 109:1-8.
- Pagani, A.; Echeverría, H.E.; Sainz Rozas, H. & P.A. Barbieri. 2008. Dosis óptima económica de nitrógeno en maíz bajo siembra directa en el sudeste bonaerense. Ciencia del Suelo 26(2):183-193.
- Reussi Calvo, N.I.; H.R. Sainz Rozas; H.E. Echeverria; N. Diovisalvi. 2015. Using canopy indices to quantify the economic optimum nitrogen rate in spring wheat. Agronomy Journal, 107 (2): 459–465.
- Reussi Calvo, N.I; Echeverría, H.E.; Sainz Rozas, H.; Berardo, A. & Diovisalvi, N. 2014. Contribución de la mineralización al diagnóstico de nitrógeno en los cultivos. XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. II Reunión Nacional "Materia Orgánica y Sustancias Húmicas" Bahía Blanca.
- Ritchie, S.W., & J.J. Hanway. 1982. How a corn plant develops. Iowa State University of Science and Technology. Cooperative Extension Service, Iowa, EEUU. Special Report Nº48. pp. 24
- Sainz Rozas, H.R.; Echeverría, H.E. & P.A. Barbieri. 2004. Nitrogen balance as affected by application time and nitrogen fertilizer rate in irrigated no-tillage maize. Agron. J. 96: 1622-1631.
- Sainz Rozas, H.; Echeverria, H.E. & H.P. Angelini. 2011. Niveles de carbono orgánico y pH en suelos agrícolas de la región pampeana y extrapampeana Argentina. Ciencia del Suelo. 29: 29-37.
- Scharf, P.C.; S.M. Brouder & R.G. Hoeft .2006. Chlorophyll meter readings can predict nitrogen need and yield response of corn in the North- Central USA. Agron. J. 98:655–665.
- Schepers, J.S.; Blackmer, T.M.; Wilhelm, W.W. & M. Resende. 1997. Transmittance and Reflectance Measurements of Corn Leaves from Plants with Different Nitrogen and Water Supply. J. Plant Physiol. 148: 523-529.
- Varvel, G.E.; Wilhelm, W.W.; Shanahan, J.F. & J. S. Schepers. 2007. An Algorithm for Corn Nitrogen Recommendations Using a Chlorophyll Meter Based Sufficiency Index. Agron. J. 99:701-706.
- Walkley, A., Black, I.A., 1934. An examination of the Degtjareff method for determining organic carbon in soils: effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. Soil Sci. 63: 251-263.21.
- Waskom, R. M. 1996. A review of use of chlorophyll meters to assess crop N status in the Great Plains. Proceedings Great Plains Soil Fertility Conference. J. Havlin (ed.). Kansas State University, Manhattan, KS, EEUU. pp. 36 - 43.

C3P75. PRODUCTIVIDAD Y CALIDAD DEL CULTIVO DE TRIGO: EFECTO DEL AMBIENTE Y LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA Y AZUFRADA

Saks, M.[1]; Alvarez, C.[2]; Scherger, E.[3] y Peinetti, Néstor[4]

[1] Bunge Argentina S.A
[2] Agencia de Extensión General Pico, INTA.
[3] Estación Experimental Agropecuaria Anguil, INTA.
[4] Productor agropecuario

RESUMEN

La necesidad de agua y nutrientes en regiones semiáridas para lograr niveles de producción elevados y altas concentraciones de proteína y gluten, hacen necesario conocer y cuantificar los contenidos de ambos al momento de la siembra. El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto del Nitrógeno (N) y Azufre (S) sobre la productividad y calidad de grano del cultivo de trigo en diferentes ambientes de la región semiárida Pampeana. Se llevaron a cabo dos ensayos de respuesta a dosis creciente de N y S (0, 40, 80 y 120 kg de N/ha) y (0 y 15 kg de S/ha) en ambientes limitados por tosca. Se registraron diferencias significativas al agregado creciente de N y S en ambos ambientes entre el 94 y 20% respecto al testigo. En tanto que, la eficiencia en el uso del agua (kg grano.ha^{-1}.mm^{-1}) mejoró en un 88 y 36% en EC y EM respectivamente. Los niveles de proteína y gluten variaron principalmente en función del rendimiento y en segundo lugar por efecto N y S.

Palabras claves: eficiencia uso de agua, proteína, gluten húmedo

INTRODUCCIÓN

La necesidad de incrementar la productividad del trigo (Triticum aestivum L.) manteniendo o mejorando la calidad comercial e industrial del grano, hace de la fertilización una técnica fundamental en la producción triguera. El agua, el nitrógeno (N) y en menor grado el azufre (S) condicionan con mayor frecuencia la obtención de contenidos adecuados de gluten y de proteína en los granos de trigo (Wooding etal., 2000). El factor agua adquiere mayor relevancia en las regiones semiáridas y subhúmedas donde el manejo del agua previo a la siembra del cultivo, asociado con una adecuada capacidad de retención (CRA) por parte de los suelos (mayor a 120 mm de agua útil), resulta clave para compensar los requerimientos de agua que normalmente no son cubiertos por las precipitaciones (Quiroga et al. 2010). Es por ello que en Hapludoles y Haplustoles del Noroeste de Bs As y Este de La Pampa se observó una estrecha relación entre el agua almacenada y los rendimientos del cultivo Barraco et al., (¿?)16 y Quiroga & Paccapelo 1990; Fontana et al., 2006). Sadras & Rodríguez (2007) reportaron la importancia de la cantidad y distribución de las precipitaciones sobre el rendimiento del trigo y sobre la eficiencia en el uso del agua (EUA). La EUA de un cultivo puede ser definida en distintas escalas, sin embargo, en condiciones de secano se la define como el rendimiento o producción de biomasa por unidad de agua consumida (Micucci & Alvarez, 2002). En la región semiárida, Bono & Álvarez (2009) desarrollaron un modelo que explica el 48% de la variabilidad de los rendimientos de trigo, en base a una red de fertilización llevada a cabo entre las campañas 1996-2004. Este modelo contempla la disponibilidad de agua en el suelo, disponibilidad de N (N orgánico y de nitratos), textura, profundidad de suelo y el sistema de labranza y permite establecer una secuencia de decisiones de la práctica. La eficiencia de uso de N de la red es baja (menor a 8,5 kg grano kg N aplicado-1). Sobre 2 campañas y 2 ambientes contrastantes del norte de La Pampa, Bagnato et al., (2016) encontraron que la respuesta a la aplicación de N se asoció con el valor de IMO menores a 4,5 establecido por Quiroga et al. (2006). El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto de la aplicación de N y S sobre la productividad y calidad del cultivo de trigo en diferentes ambientes de la región semiárida Pampeana.

MATERIALES Y MÉTODOS

En la campaña 2017 se seleccionaron dos sitios de la región semiárida, ubicados en Embajador Martini (EM) y Eduardo Castex (EC) Pcia. De La Pampa, con predominio de suelos Haplustoles. Los suelos se caracterizan por presencia de tosca a profundidades variables entre 80 y 120 cm de profundidad, respectivamente para EM y EC (INTA, 1980). En cada ambiente se realizó un ensayo en franjas apareadas y parcela dividida con cuatro repeticiones, tomando como factor

principal las dosis de N (0, 40, 80 y 120 N ha^{-1}) y como factores secundarios los tratamientos de fertilización con S (0 y 15 kg S ha^{-1}). En cada uno de los ambientes se determinaron 4 puntos de muestreo para las variables de los cultivos, en transectas equidistantes a 5 m y paralelas a las líneas de siembra. Para las variables de suelo se tomaron las muestras en 4 puntos a lo largo de transectas equidistantes cada 2 m. En cada punto se tomaron muestras de todos los horizontes hasta una profundidad de la tosca cm. Al momento de la siembra, floración y madurez se realizaron muestreo de humedad en capas de 20 cm de profundidad hasta la tosca. y se determinaron los niveles de nitrato y azufre de los primeros 60 cm. A cosecha se evaluó producción de granos y los componentes del rendimiento [número de granos por unidad de superficie (NG) y peso individual de los granos (PG)]. Sobre los mismos se determinó niveles de proteína y gluten húmedo. Se calculó la eficiencia agronómica de uso del nitrógeno: $EA = (R-R_0)/F$; en donde R es el rendimiento del tratamiento fertilizado, R_0 es el rendimiento del tratamiento testigo y F es la cantidad de nutriente aplicado respectivamente. Para estudiar la diferencias de medios se utilizó el software INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La productividad del cultivo de trigo vario entre ambientes (2608 a 5069 kg ha^{-1}) y (1946 a 2554 kg ha^{-1}) en EC y EM respectivamente. Observando respuestas significativas al agregado creciente de N y S en ambos ambientes ($p<0,05$). Cuando se analizó el rendimiento y la EUA, no se encontró interacción entre ambiente y fertilización ($p<0,05$). En cada ambiente la fertilización con N permitió mejorar la productividad variando la respuesta a distintas dosis (T80 EC y T40 EM), registrando diferencias significativas ($p<0,05$) e incremento en la productividad en ambos sitios asociado a N del 90% al 34% en EC y EM, respectivamente (Tabla 1). Los tratamientos fertilizados presentaron mayor EUA (9,1 a 11,5 kg/ha.mm y de 7,6 a 9,0 kg/ha.mm) en EC y EM, respectivamente. Por otra parte, se diferenciaron significativamente en ambos sitios respecto al testigo ($p<0,05$) (Tabla 1), resultados similares fueron registrados por Gaggioli *et al.* (2015).

Tabla 1: Rendimiento del cultivo de trigo y eficiencia de uso de agua (EUA) de trigo en Embajador Martini (EM) y Eduardo Castex (EC) . Letras distintas en sentido vertical indican diferencias significativas entre tratamiento de N y S. ($p<0,05$).

Tratamientos	R(kg ha^{-1}) EC	R(kg ha^{-1}) EM	EUA (kg $ha^{-1}.mm^{-1}$) EC	EUA (kg $ha^{-1}.mm^{-1}$) EM
0 N	2608 a	2072 a	6,1 a	6,6 a
0 N+S	2945 a	1946 a	6,8 a	6,2 a
40 N	3842 b	2141 ab	8,7 b	7,6 ab
40 N+S	4032 bc	2336 b	9,1 b	8,3 b
80 N	4539 c	2336 b	10,3 c	8,3 b
80 N+S	4661 cd	2554 c	10,6 c	9,0 b
120 N	4802 d	2436 bc	10,9 cd	8,6 b
120N +S	5069 d	2503 c	11,5 d	8,8 b

La eficiencia agronómica en el uso del Nitrógeno (EUN) varió entre sitios y dosis de aplicación de nitrógeno (Figura 1). En EM la EUN varío entre 7,5 y 0 kg de grano/kg de N para la dosis de 40 y 120 kgs de N respectivamente. En el sitio EC, el rango de variación de EUN fue mayor, variando entre 32,8 y 9,8 kg de grano/kg de N aplicado para los tratamientos 40 y 120.

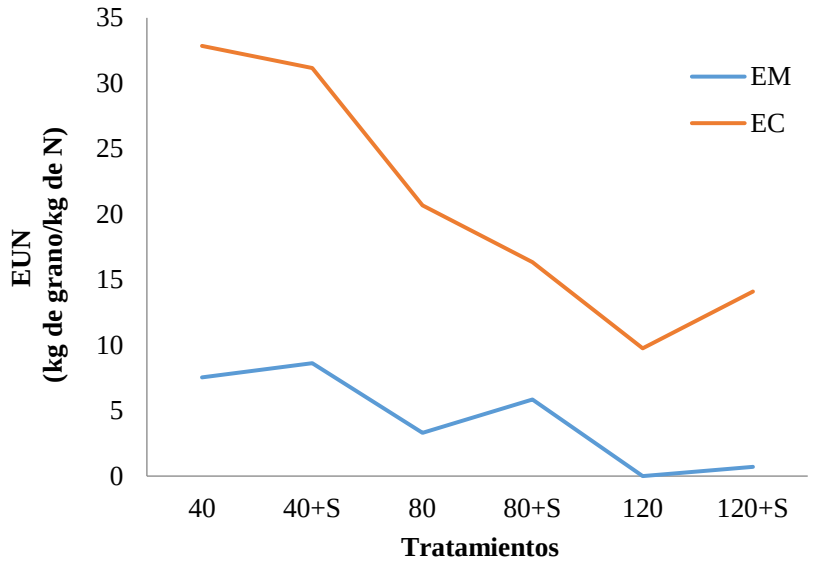


Figura 1. Eficiencia agronómica en el uso del Nitrógeno (kg de grano/kg de N) en función de la dosis de Nitrógeno y Nitrógeno + Azufre para los sitios de Embajador Martini (EM) y Eduardo Castex (EC).

Los contenidos de proteína variaron entre sitios y dosis de N (8,4 y 10,5 vs 10 y 13,7%) ($p<0,05$) para EC y EM respectivamente (Tabla 2). Similares resultados fueron encontrados por Martínez *et al.* (2015); Loewy (1990b); López-Bellido *et al.* (2000); Garrido-Lestache *et al.* (2004); Dupont *et al.* (2006), comprobando que existe efecto de dilución del N absorbido ocasionado por el aumento de rendimiento en EC. En tanto que, en EM los menores rendimientos permitieron niveles de proteínas mayores respecto a EC para cada nivel de N aplicado. Los contenido de Gluten húmedo fueron aceptable en EM, mientras que en la dosis de N y S incrementaron el nivel de gluten pero no alcanzaron los valores standeres (<28%). Estos valores están muy influenciados por el nivel de producción en ambos sitios.

Tabla 2: contenido de proteína y gluten húmedo (%) efecto de la fertilización N y S en Eduardo Castex y Embajador Martini (LP). Letra distintas en sentido vertical indican diferencias significativas entre tratamiento de N y S para ambos ambientes ($p<0,05$).

Tratamientos	EC		EM	
	Proteína (%)	Gluten (%)	Proteína (%)	Gluten (%)
0 N	8,4 a	17 a	10 a	23,8 a
0N +S	8,4 a	17,8 a	10,5 a	24,2 a
40 N	8,6 ab	19,4 b	11,9 b	29,8 b
40 N+S	8,9 b	19,4 b	12,3 bc	30,9 b
80 N	9,5 c	23,6 c	12,1 bc	30,1 b
80 N+S	9,6 cd	24 c	12,7 bc	30,9 b
120 N	10,1 cd	24,4 c	13,2 c	32,5 bc
120 N+S	10,5 d	25 d	13,7 c	35,6 c

CONCLUSIONES

La productividad de trigo estuvo influenciada principalmente por el ambiente (profundidad de tosca). La misma se vio incrementada en un 89% y 34% en EC y EM respectivamente.

La calidad del grano de trigo varío por efecto del sitio, del rendimiento, y uso de la tecnología (fertilización con N y S).

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a los productores Peinetti y Scherger por la disponibilidad y predisposición de realizar los ensayos.

BIBLIOGRAFÍA

- Bono, A & R Alvarez. 2009. Rendimiento de trigo en la región semiárida y subhúmeda pampeana. Un modelo predictivo de la respuesta a la fertilización nitrogenada. Informaciones Agronómicas 41:18-21.
- Fontana F, M Paturlane, M Saks & A Quiroga. Efecto del suelo sobre propiedades edáficas y rendimiento de trigo en la región semiárida pampeana. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.
- Dupont, F.M.; W.J. Hurkman, W.H. Vensel, C. Tanaka, K.M. Kothari, O.K. Chung and S.B. Altenbach, 2006. Protein accumulation and composition in wheat grains: effects of mineral nutrients and high temperature. Eur. J. Agron. 25(2):96-107.
- Gaggioli C; E, Noellemeyer y A Quiroga. 2015. Productividad y eficiencia de uso de agua de cereales invernales en dos suelos contrastantes de la región semiárida pampeana. Jornadas Nacionales de Manejo de Suelo. Bahia Blanca.CD.
- Garrido-Lestache, E.; R.J. López-Bellido and L. López-Bellido, 2004. Effect of N rate, timing and splitting and N type on bread-making quality in hard red spring wheat under rainfed Mediterranean conditions. Field Crops Res. 85(2):213-236.
- Loewy, T. 1990b. Efecto simple y combinado del N sobre el trigo, en tres épocas de aplicación. Ciencia del Suelo 8:181-186.
- López-Bellido, L.; R.J. López-Bellido, J.E. Castillo and F.J. López-Bellido, 2000. Effects of tillage, crop rotation and nitrogen fertilization on wheat under rainfed Me-diterranean conditions. Agron. J. 92:1054-1063.
- Martínez, J.M.; M.R. Landriscini, J.A. Galantini y M. Duval, 2012. Eficiencias de nitrógeno para trigo en la región semiárida de buenos aires (Argentina): efecto de la dosis y momento. AGRISCIENTIA, VOL. 32 (1): 15-27.
- Quiroga, A & H. Paccapelo. 1990. Evaluación de algunos aspectos de las relaciones hídricas en trigo, en la Región semiárida Pampena. Revista de la Facultad de Agronomía. UNLPam. Vol 5 (2): 109-115.
- Quiroga, A.; Fernández, R.; Ormeño, O. & Frasier, I. 2010. Consideraciones sobre el manejo del agua y la nutrición en trigo. En Publicación Técnica N° 79, EEA INTA Anguil, pp 41-46.
- Sadras, VO & D Rodriguez. 2007. The limit to wheat water useefficiency in eastern Australia. II. Influence of rainfall patterns. Aust. J. Agric. Res.58: 657-669.
- Wooding, AR; S Kavale; F MacRitchie; L Stoddard & A Wallace. 2000. Effects of nitrogen and sulfur fertilizer on protein composition, mixing requirements, and dough strength of four wheat cultivars. Cereal Chem. 77(6): 798-807.

C3P76. FUENTES DE FÓSFORO CON PROMOTORES DE CRECIMIENTO EN MAÍZ CHIPA (*Zea mays* L. subsp. amylacea (Sturtev))

Salvador, Luis S.; Duarte, Alder D.; González, Eugenio; Quiñonez, Laura R.; Enciso, Derlis y Rasche, Jimmy W.

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Asunción. Avenida Mcal. López 2160. San Lorenzo, Paraguay. alderdelosantos@hotmail.com

RESUMEN

La limitada disponibilidad de P en los suelos de la Región Oriental restringe la productividad del maíz chipa. La fertilización con fosfatos solubles es una de las alternativas para compensar ese déficit nutricional del cultivo. El ensayo tuvo lugar en Ybyrarobaná, Canindeyú, Paraguay, con el objetivo de evaluar el efecto de fuentes de fósforo con promotores de crecimiento (PGPR) en el cultivo de maíz chipa. Se utilizó un diseño de bloques completos al azar con arreglo factorial en parcelas subdivididas. Los factores fueron fuentes de fósforo (5 niveles) y PGPR (2 niveles: con y sin), dando lugar a 10 tratamientos con 4 bloques. Las fuentes de fosfato utilizados fueron el superfosfato triple (SFT), superfosfato simple (SFS), fosfato termomagnesiano (TFM) y roca molida (RM), aplicados a dosis de 80 kg ha^{-1} de P_2O_5. Los PGPR fueron aplicados a dosis de 3 mL kg^{-1} de semilla. Las variables evaluadas fueron: altura de planta y de inserción de mazorca, peso mil granos y rendimiento del cultivo. No se encontró diferencia significativa respecto a la utilización de PGPR, pero si entre fuentes fosfatadas, todos los parámetros estudiados, excepto en peso de mil granos. Se obtuvo mejores resultados con las fuentes de P más solubles (SFT y SFS), donde medias más altas se obtuvieron con el SFT, con rendimiento de 3.870 kg ha^{-1}. Existe una efectividad diferenciada para las diferentes fuentes de P, donde SFT>SFS>TFM>RM.

Palabras claves: Fertilización, PGPR, cereales

INTRODUCCIÓN

La producción del maíz chipa (*Zea mays* L. subsp. amylacea (Sturtev)) es practicada principalmente en las pequeñas propiedades, que en la mayoría de los casos están ubicadas en zonas con suelos de baja fertilidad, dado en muchas situaciones por el limitado contenido de nutrientes o bien por su limitada disponibilidad, particularidad observada con el fósforo, que se encuentra en altas concentraciones en suelos del país, sin embargo en muchos suelos de la Región Oriental, solo una porción muy pequeña del elemento está disponible para las plantas. El fósforo cumple un papel sumamente importante en el maíz y su disponibilidad insuficiente genera bajo rendimiento, provocando consecuentemente insatisfacción de los productores. Para potenciar la tarea productiva y de esta forma mejorar la producción y rentabilidad se buscan estrategias que puedan generar un proceso productivo eficaz.

Boschetti *et al*. (2003) señalan que los valores absolutos de fósforo total variarán desde un promedio de 125 mg de P kg^{-1} de suelo en los Entisoles e Inceptisoles hasta alrededor de 700 mg de P kg^{-1} en Oxisoles y Ultisoles. Además mencionan que la distribución del fósforo en las formas disponibles y estables, como así también en las formas orgánicas e inorgánicas, dependió de la génesis y del estado de evolución de los suelos. Rheinheimer & Anghinoni (2001) observaron que en la camada de 0-2,5 cm, en un suelo bajo siembra directa el tenor de fósforo total es superior a un suelo trabajado convencionalmente; lo opuesto ocurre a profundidad de 7,5-17,5 cm. Cubilla *et al*. (2012) mencionan que en un sistema de siembra directa hay una gran variabilidad vertical de fósforo en el suelo relacionadas a la forma de aplicación de los fertilizantes, deposición de los residuos de cosechas y la baja movilidad de este nutriente en el perfil.

Por medio de los avances en la biología de suelos es posible poner en práctica y hacer uso de los microorganismos benéficos. Entre ellos se destacan las bacterias y los hongos. Según Loredo *et al*. (2004) y Cano (2011) aquellos microorganismos que habitan la rizósfera poseen mecanismos como la fijación de nitrógeno, solubilización de nutrientes, control de fitopatógenos, etc., que tienen la capacidad de estimular el crecimiento de las plantas.

El objetivo de este trabajo consistió en evaluar el efecto de diferentes fuentes de fertilizantes fosfatados y promotores de crecimiento sobre la producción de maíz chipa.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se llevó a cabo en Ybyrarobaná, Canindeyú, Paraguay. Para el estudio se utilizó el diseño en bloques completamente al azar, dispuestas en parcelas subdivididas, evaluando dos factores. El primer factor fue el uso de promotores de crecimiento (PGPR) (Factor A) que se ubicó en las parcelas, y el factor fuentes de fósforo (Factor B) que se ubicó en las subparcelas, donde las fuentes de fertilizantes fueron Superfosfato triple (SFT), Superfosfato simple (SFS), Fosfato termomagnesiano (FTM), Roca molida, dispuesto en cuatro bloques, totalizando 40 unidades experimentales. El PGPR utilizado consistió en un tribacterial compuesto por colonias de *Bradyrhizobium japonicum*, *Azospirillum brasilense y Pseudomonas fluorescens*. Los fertilizantes fosfatados fueron aplicados a dosis de 80 kg de P_2O_5 ha^{-1} y los PGPR a 3 mL kg^{-1} de semilla.

Cada unidad experimental estuvo representada por un área de 17,5 m^2 (5 m x 3,5 m), siendo el total del área utilizada para el experimento de 700 m^2. Las variables evaluadas fueron altura de planta, altura de inserción de espigas, peso de mil granos y rendimiento del cultivo. Se realizó análisis de varianza y comparación de medias con el Test de Tukey (5%), utilizando el programa estadístico InfoStat.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las medias obtenidas con uso del inoculante en cuanto a altura de planta e inserción de mazorca no difieren estadísticamente (Tabla 1). Los resultados difieren a lo observado por López *et al.* (2008), quienes encontraron que la altura de plantas de maíz tuvo respuesta efectiva al realizar inoculaciones con bacterias fijadoras de nitrógeno y solubilizadoras de fósforo. Así mismo, Oliveira *et al.* (2012) observaron que tanto la altura de plantas como inserción de mazorcas se vieron afectados de manera positiva al inocularlas con rizobacterias.

Con la aplicación de las diferentes fuentes fosfatadas fue posible detectar una variación de 2,17 a 2,43 m entre las medias de altura de las plantas. Observándose en los tratamientos con SFS y SFT valores más altos y lo contrario se observa con la RM, este último arrojó valores similares al tratamiento Control, cuyo promedio también fue de 2,17 m. El TFM presentó valores de altura de planta (2,33 m) estadísticamente iguales a los demás tratamientos (Tabla 1). En relación a la altura de inserción de mazorca como respuesta a la aplicación de los diferentes fertilizantes fosfatados, se observa diferencia significativa, obteniéndose el valor más alto usando SFT con promedio 1,15 m, seguido del SFS con 1,14 m. El TFM generó un promedio de 1,1 m, mientras que el menor valor se verificó con la RM de 0,98 m, igual que el tratamiento Control (Tabla 1). Respecto a lo observado, Quinto (2015) también encontró resultados estadísticamente semejantes en cuanto a inserción de mazorca al utilizar dos fuentes de fósforo de alta solubilidad.

Tabla 1. Promedio de altura de planta, inserción de mazorca, peso de mil granos y rendimiento del cultivo por efecto de la aplicación de promotores de crecimiento (PGPR) y de fuentes de fósforo, Súper fosfato triple (SFT), Súper fosfato simples (SFS) Fosfato termomagnesiano (TFM) y Roca molida (RM).Ybyrarobaná, Canindeyú, Paraguay, 2016.

Factor	Tratamientos	Altura de planta (m)	Altura inserción de mazorca (m)	Peso de mil granos (g)	Rendimiento (kg ha^{-1})
PGPR	Sin	2,31a	1,07a	175,6a	3.008a
	Con	2,30a	1,07a	176,6a	3.044a
FUENTES	Control	2,17b	0,98b	166,8a	2.367b
	SFT	2,43a	1,15a	178,1a	3.870a
	SFS	2,43a	1,14a	182,5a	3.690a
	TFM	2,33ab	1,11ab	183,2a	2.827b
	RM	2,17b	0,98b	169,6a	2.376b
CV (%)		5,00	10,01	11,2	16,92
DMS PGPR		0,07	0,06	12,8	332
DMS FUENTES		0,16	0,13	29,0	747

CV: Coeficiente de Variación; DMS: Diferencia media significativa. Medias con una letra común no son significativamente diferentes. Test de Tukey (5%).

En los resultados obtenidos de peso de mil granos y rendimiento del cultivo, no se observó respuesta significativa para el empleo de los PGPR, por otro lado, el peso de mil granos tampoco se vio favorecida con el uso de los fosfatos, sin embargo, se puede apreciar que en el rendimiento existe diferencia estadística entre los promedios obtenidos con las fuentes de fósforo utilizadas (Tabla 1).

El peso de mil granos en función a la inoculación con PGPR generó una media de 176,6 g, valor similar a lo obtenido sin el uso del tribacterial (175,6 g). Lo mismo se observa con el rendimiento, obteniéndose medias de 3.008 kg* ha^{-1} sin la inoculación y 3.044 kg ha^{-1} con el uso del mismo. Respecto a esto, Chaves *et al.* (2013) al realizar

inoculaciones con *P. fluorescens* en semillas de maíz no observaron incrementos en la peso de granos, tampoco aumento en el rendimiento. Observaciones similares tuvieron Rangel *et al.* (2014) al estudiar el efecto de la biofertilización con *Azospirillum* sp., verificando que el rendimiento de granos de maíz no fue afectado significativamente por el uso de estos microorganismos. Y con la combinación de *P. fluorescens* y *Azospirillum brasilense* Faggioli *et al.* (2008) encontraron un incremento del 7% en el rendimiento de granos.

En cuanto al uso de fuentes de fósforo, se observa que las medias obtenidas en peso de mil granos son similares entre sí, inclusive con el control. Valdez & Gray (2014) tampoco encontraron diferencias significativas al estudiar el peso de mil granos con el uso diferenciado de fuentes fosfatados solubles. La media más alta fue de 183 g y el promedio general de 177 g, valores bastante por debajo a la media registrada para esta variedad, siendo que en el Instituto Paraguayo de Tecnología Agraria – IPTA (2015) se observó que el peso promedio de mil granos ronda los 253 g.

En el rendimiento existe diferencia en las medias obtenidas con el uso de las diferentes fuentes de P, observándose el promedio más alto con el SFT con 3.870 kg ha^{-1}, media similar se obtuvo con SFS (3.690 kg ha^{-1}), esta última junto con el SFT presentan promedios que difieren significativamente en relación a los fosfatos naturales (TFM y la RM), así también con el Control, tratamiento en el cual fue registrado el menor resultado de apenas 2.367 kg ha^{-1}. Britos & Ematequi (2015) estudiando varias fuentes de P observaron que estas generan rendimientos que difieren significativamente entre sí, constatando además que el SFT refleja superioridad en producción ante un fosfato natural. Respecto a los fosfatos insolubles, Hanisch *et al.* (2011) utilizando polvo de roca, independientemente de la dosis aplicada (2 hasta 12 Mg ha^{-1}) no encontraron diferencia estadística en el rendimiento de maíz, verificando un incremento promedio de solo 11%. El rendimiento promedio del maíz chipa obtenido en el ensayo fue de 3.026 kg ha^{-1}, con el SFT se logró el pico más alto en producción con 3.870 kg ha^{-1}. Los resultados son inferiores a los obtenidos por IPTA (2015) de 5.200 kg ha^{-1}, y Duarte (2016), de 4.407 kg ha^{-1} con una dosis de 80 kg de P_2O_5 a base de SFT, ambos autores estudiaron la misma variedad utilizada en el experimento.

La baja disponibilidad de P en el suelo permitió expresar una amplia respuesta a la fertilización fosfatada, incrementando el desarrollo y productividad del maíz. Los parámetros evaluados permiten observar que el uso de fuentes solubles de P (SFT y SFS) generaron mayor efectividad respecto a las fuentes de menor solubilidad (TFM y RM), debido a que el nivel de P disponible en el suelo fue bastante bajo y tanto el SFT como el SFS disponibilizaron el nutriente de forma casi inmediata al cultivo, no así los fosfatos menos solubles que dependen de las condiciones circundantes del medio y de su composición misma para ir liberando el P en el suelo y estar disponible para las plantas. Tanto Parra *et al.* (2011) como Planet *et al.* (2000), señalan que deficiencias de P en la etapa inicial del cultivo repercuten de forma negativa tanto en el crecimiento como en la productividad del maíz.

En cuanto al fosfato natural, su solubilidad es mayor en condiciones de pH ácido, puesto que su disolución resulta en la liberación de iones hidroxilos en la solución y la neutralización de estos es posible gracias a la acidez del suelo, donde los iones de hidrogeno reaccionan con los hidroxilos y dan continuidad al proceso (Zapata & Roy, 2007). Estas reacciones posiblemente se vieron limitadas durante el experimento debido a que fue aplicado una enmienda calcítica para adecuar el pH del suelo a los niveles requeridos por el cultivo de maíz, lo que habría contribuido a una menor respuesta de los fosfatos pocos solubles utilizados.

Respecto a los resultados obtenidos con los promotores de crecimiento, hubo ausencia de respuesta a la inoculación con el tribacterial podría estar relacionada a las condiciones del medio donde se efectuó el ensayo, puesto que la supervivencia de estos microorganismos esta favorecida por elevados contenidos de materia orgánica en el suelo (Perotti *et al.* 2005) y un pH cercano a la neutralidad es determinante para lograr elevada actividad microbiana (Ramos & Zúñiga, 2008).

CONCLUSIONES

El uso de los promotores de crecimiento no genera efecto significativo en las variables evaluadas, las fuentes de P influyen en la altura de planta y de inserción de mazorca y rendimiento del cultivo. Con respecto al peso de mil granos no se vio influenciada por ambos factores.

AGRADECIMIENTOS

Al CONACYT por financiar parte del trabajo dentro del marco del Proyecto 14-INV-130 “Manejo sostenible de la fertilidad de suelos para la producción de alimentos”.

A la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Asunción por el apoyo, mediante la utilización de infraestructura y equipos necesarios para el trabajo a campo y laboratorio.

Al Sr. Alejandro Duarte por facilitar la infraestructura y el terreno para la realización del experimento.

BIBLIOGRAFÍA

- Boschetti, NG; CE Quintero; RA Benavidez & P Giuffre. 2003. Cuantificación de las fracciones orgánicas e inorgánicas de fósforo en suelos de la Mesopotamia Argentina. Rev. Cie. del Sue. 21(1):1-8
- Britos, EM & VE Ematequi. 2015. Diferentes formulaciones fosfatadas en la fertilización del maíz. In: I Congreso Paraguayo de Ciencia del Suelo. IV Simposio Paraguayo de Manejo y Conservación de Suelos. San Lorenzo, PY.134 – 137 p.
- Cano, M. 2011. Interacción de microorganismos benéficos en plantas: Micorrizas, *Trichoderma* spp. y *Pseudomonas* spp. una revisión. Rev. U.D.C.A Actualidad y divulgación científica, 14(2):15-31
- Chaves, DP; C Zucareli & JA Oliveira. 2013. Fontes de fósforo associadas à inoculação com Pseudomonas fluorescens no desenvolvimento e produtividade do milho. Rev. Ciê, Agr. 34(1):57-72.
- Cubilla, MM; A Wendling; FL Eltz; TJ Amado & J Mielniczuk. 2012. Recomendaciones de fertilización para soja, trigo, maíz y girasol bajo el sistema de siembra directa en el Paraguay. Asunción, PY. 86 p.
- Duarte, AD. 2016. Fertilización fosfatada con enmiendas orgánica e inorgánica en maíz chipa (*Zea mays* var. amiláceo L.). Tesis de grado. Universidad Nacional de Asunción. San Lorenzo, PY. 68 p.
- Faggioli, VS; CR Cazorla; A Vigna & MF Berti. 2008. Fertilizantes biológicos en maíz. Ensayo de inoculación con cepas de *Azospirillum brasilense* y *Pseudomonas fluorescens*. INTA. Estación Experimental Agropecuaria Marcos Suárez. Argentina. 4 p.
- Hanisch, AL; JA Fonseca; GA Vogt; AA Balbinot & E Spagnollo. 2011. Desempenho da cultura do milho em diferentes doses de pó de basalto, com e sem fertilização. Disponible en: https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/911648/desempenh o-da-cultura-do-milho-em-diferentes-doses-de-po-de-basalto-com-e-sem-fertilizacao. Consultado 10 nov 2016
- IPTA (Instituto Paraguayo de Tecnología Agrícola, PY). 2015. Programa de investigación de maíz, sorgo y girasol. IPTA - INBIO. Capitán Miranda, PY. 2 p.
- López, M; R Martínez; M Brossard; A Bolívar; N Afonso; A Alba & H Pereira. 2008. Efecto de biofertilizantes bacterianos sobre el crecimiento de un cultivar de maíz en dos suelos contrastantes venezolanos. Rev. Agr. Tro. 58(4): 391-401
- Loredo, C; L López & D Espinosa. 2004. Bacterias promotoras del crecimiento vegetal asociadas con gramíneas. Rev. Terr. Lat. 2(2): 225-239
- Oliveira, MA; C Zucareli; LT Spolaor; AR Domingues & AS Ferreira. 2012. Desempenho agronômico do milho sob adubação mineral e inoculação das sementes com rizobacterias. Rev. Bras. de Eng. Agr. e Amb., 16(10):1040-1046
- Parra JC; R Ramirez; D Lobo; N Subero & O Sequera. 2011. Respuesta del maíz (Zea mays L.) en la etapa temprana a las formas de aplicación de fósforo. Fac Agron (UCV). 37(2): 86-92
- Perotti, EBR; LT Menéndez; OE Gaia & A Pidello. 2005. Supervivencia de *Pseudomonas fluorescens* en suelos con diferente contenido de materia orgánica. Rev. Arg. Mic. 37(2):102-105
- Planet, D; S Etchebest; A Mollier & S Pellerin. 2000. Growth analysis of maize field crops under phosphororus. Plant and Soil. 233:119-132
- Quinto, BE. 2015. Estudio sobre dos fuentes de fertilizantes con base en nitrógeno y fósforo en dos híbridos de maíz (*Zea mays* L.). Tesis de grado.. Universidad de Guayaquil. Guayaquil, EC. 82 p.
- Ramos, E & D Zúñiga. 2008. Efecto de la humedad, temperatura y pH del suelo en la actividad microbiana a nivel de laboratorio. Rev. Eco. Apl. 7(1,2): 123-130
- Rangel, JA; RM Ramírez; F Cervantes; M Mendoza; E Garcia & JG Rivera. 2014. Biofertilización de *Azospirillum spp*. y rendimiento de grano de maíz, sorgo y trigo. Rev. FCA UNCUYO. 46(2):231-238.
- Rheinheimer, DS & I Anghinoni. 2001. Distribuição do fósforo inorgânico em sistemas de manejo de solo. Pesq. Agr. Bra. 36(1):151-160
- Valdez, AS & MG Gray. 2014. Fuentes y dosis de fertilizantes fosfatados en maíz. In: III Congreso Nacional de Ciencias Agrarias. San Lorenzo, PY. 295 – 297 p. Disponible en: http://www.agr.una.py/descargas/tapas/IIICNCA2014.pdf. Consultado 25 de oct 2016
- Zapata, F; Roy, RN. 2007. Utilización de las rocas fosfóricas para una agricultura sostenible. FAO, Roma. 177 p.

C3P77. REQUERIMIENTOS DE NUTRIENTES EN SOJA: CURVAS DE DILUCION Y ACUMULACION E INDICE DE COSECHA

Salvagiotti, Fernando; Barbagelata Pedro; Barraco, Mirian; Condori, Alicia; Di Mauro, Guido; Enrico, Juan; Echeverría, Hernán; Ferrari, Manuel; García, Fernando; Gudelj, Vicente; Ortez, Osler; Rotundo, Jose e Ignacio Ciampitti

Departamento Agronomía, EEA Oliveros INTA. Ruta 11 km 353 - 2206 - Oliveros - Santa Fe - Argentina. salvagiotti.fernando@inta.gob.ar

RESUMEN

La cuantificación de los requerimientos nutricionales de los cultivos es clave para la recomendación de fertilización y para elaborar balances de nutrientes en los sistemas productivos. En relación a este último aspecto, el índice de cosecha de los nutrientes indican no solo la exportación, sino también la cantidad de nutriente remanente en los residuos y que serán luego reciclados en el sistema. El requerimiento promedio de un nutriente puede calcularse a través de la inversa de la pendiente de la regresión entre el rendimiento y la absorción de nutrientes. Esta relación tiene una distribución de tipo "envelope", donde las líneas de regresión de los cuantiles 1 y 99 (máxima acumulación y dilución, respectivamente) determinan los límites biológicos de la relación entre consumo de nutrientes y producción. Los objetivos del presente trabajo fueron cuantificar: (i) los requerimientos de macro y micronutrientes, y curvas de acumulación y dilución; y (ii) el índice de cosecha de macro y micronutrientes en soja en distintas condiciones ambientales. Experimentos desarrollados en distintas condiciones ambientales en Argentina y USA fueron incluidos. En madurez fisiológica (estadio R7) se determinó la biomasa aérea acumulada en estructuras vegetativas y semilla. En cada estructura se determinó la concentración de N a través de método Kjeldhal y de P, K, S, Ca, Mg, Zn, B y Mn a través de plasma. Se realizaron regresiones por los cuantiles 1, 50, y 99 (curva de acumulación, eficiencia media y dilución, respectivamente) entre el rendimiento (ajustado al 13% de humedad) y los contenidos de nutrientes (base seca). La inversa de la pendiente de esta regresión indica el requerimiento de nutriente por kg de semilla producida. El índice de cosecha de cada nutriente se estimó como el cociente entre la acumulación en semilla y el total absorbido por la planta. Los rendimientos oscilaron entre 955 a 6.525 kg ha^{-1}, con un promedio de 3.811 kg ha^{-1}. La biomasa aérea en R7 fue en promedio de 8.592 kg ha^{-1}, con un mínimo de 1.990 y un máximo de 16.237 kg MS ha^{-1}. La inversa de la pendiente correspondiente a la máxima acumulación, eficiencia media y máxima dilución fueron respectivamente de 99, 68 y 51 kg de N kg semilla $^{-1}$; 12, 6,8 y 3,6 kg de P kg semilla $^{-1}$; 77, 40 y 14 kg de K kg semilla $^{-1}$; 8,3, 4,2 y 2,5 kg de S kg semilla $^{-1}$; 76, 21 y 8,5 kg de Ca kg semilla $^{-1}$ y 19, 7,6 y 4,5 kg de Mg kg semilla $^{-1}$. Los valores observados de estos parámetros para B, Zn y Mn fueron 421, 147 y 62 g de B kg semilla $^{-1}$; 164, 62 y 22 g de Zn kg semilla $^{-1}$ y 373, 144 y 47 g de Mn kg semilla $^{-1}$. Los índices de cosecha de los nutrientes fueron en promedio de 73, 68, 43, 59, 16, 31, 38, 59, y 29 % para N, P, K, S, Ca, Mg, B, Zn y Mn, respectivamente. Estos resultados indican que las relaciones N:P:K:S:Ca:Mg promedio seria 9:0.89: 5.3:0.55: 2.7:1 y en el caso de los micronutrientes la relación B:Mn:Zn seria 2.37:2.33:1.

Palabras claves: soja, requerimientos nutricionales, macronutrientes, micronutrientes.

C3P78. PROMOTORES DE CRECIMIENTO EN COMBINACION CON DOSIS DE NITROGENO EN MAIZ DULCE IRRIGADO

Servían Rojas, José Jeremías; Quiñónez Vera, Laura Raquel; Rasche Álvarez, JimmyWalter; Fatecha Fois, Diego Augusto, González Cáceres, Eugenio; Duarte Monzón, Alder Duarte, Enciso Santacruz, Derlis

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Asunción. Avenida Mcal. López 2160. San Lorenzo, Paraguay. lauryqv@gmail.com

RESUMEN

El maíz dulce es un cereal que requiere de altos niveles de nitrógeno para su producción, una alternativa para la disminución del uso de fertlizantes nitrogenados es la utilización de bacterias promotoras de crecimiento vegetal PGPR, ya que estas bacterias cumplen funciones importantes como la fijación biológica de Nitrogeno. El ensayo tuvo lugar en el Departamento Central, Distrito de Itaugua. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la combinación de inoculantes con diferentes niveles de nitrógeno en el rendimiento del maíz dulce. Se utilizó un diseño experimental de bloques completos al azar con arreglo factorial,con dos factores, siendo dos niveles de inoculantes PGPR (0 y 100 %) y tres niveles de nitrógeno (0, 40 y 80 kg ha^{-1}) compuesto por 7 tratamientos y 4 repeticiones totalizando 28 unidades experimentales. La superficie utilizada fue de 53 m x 6,5 m con un total de 345 m^2. Las variables evaluadas fueron longitud de la espiga, diámetro de la espiga y rendimiento de granos. Los datos obtenidos fueron analizados mediante el análisis de varianza (ANAVA), para observar si existen diferencias significativas en los parámetros de estudios por el efecto de la inoculación, como también se realizó la comparación de medias con el Test de Tukey al 5%. La combinación de los promotores de crecimiento con nitrógeno no influenció en los componentes de rendimiento y en la productividad del maíz dulce.

Palabras claves: inoculantes, nitrógeno, componentes de rendimiento, rendimiento.

INTRODUCCIÓN

El maíz dulce es un cultivo de importancia en las fincas de pequeños productores. El mismo, requiere de altos niveles de nitrógeno para su producción, sin embargo, el uso inadecuado de fertilizantes químicos con el tiempo desgasta y empobrece la fertilidad del suelo (Basi *et al.*, 2011). Una alternativa para la producción de este cultivo es la utilización de microorganismos, que además de no ocasionar efectos negativos al medio ambiente abaratan el costo de producción en cuanto a fertilizantes.

Algunos microorganismos existentes en el suelo ejercen un efecto positivo en el crecimiento y desarrollo de especies vegetales, entre ellos se encuentran las bacterias promotoras de crecimiento vegetal que tienen como función principal la fijación biológica de nitrógeno, producción de fitohormonas, solubilización de fosforo, producción de sideroforos y la síntesis de enzima que regula los niveles de fitohormonas entre otros y estas bacterias pueden ser aisladas del suelo e inoculadas en semillas (Amaral *et al.*, 2005).

Es así que los géneros más utilizados en la agricultura son el *Azospirillum*, *Rhizobium* y *Pseudomonas*, utilizados con el objetivo de beneficiar cultivos de interés y reducir el impacto ambiental ocasionado por los fertilizantes químicos (Hungria *et al.*, 2010).

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la combinación de inoculantes con diferentes niveles de nitrógeno en el rendimiento del maíz dulce.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se realizó en una finca productiva en la ciudad de Itauguá, Departamento Central, ubicado entre las coordenadas 25º 22´59.89´´ S y 57º 20´35.88´´entre los meses de diciembre de 2016 hasta marzo de 2017.

El local donde fue instalado el experimento se caracteriza por tener un clima cálido, húmedo, temperatura media anual de 28ºC, con una precipitación pluvial anual de 1.500mm aproximadamente registrada durante el desarrollo del experimento.

El análisis de suelo antes de la instalación del experimento fue: pH 6,9; materia orgánica 1,41%, 128,34 ppm de P, 2,65 cmolc kg^{-1} de Ca^{+2}; 0,37 cmolc kg^{-1} de Mg^{+2}, 0,04 cmolc kg^{-1} de K^{+};0,02 cmolc kg^{-1} de Na^{+}, 0,00 cmolc kg^{-1} de Al^{+3} y siendo la textura areno franco.

Se utilizó un diseño experimental de bloques completos al azar con arreglo factorial,con dos factores, siendo dos niveles de inoculantes PGPR (0 y 100 %) y tres niveles de nitrógeno (0, 40 y 80 kg ha^{-1}) compuesto por 7 tratamientos y 4 repeticiones totalizando 28 unidades experimentales. La superficie utilizada fue de 53 m x 6,5 m con un total de 345 m^2.

Se utilizaron semillas de maíz dulce de la variedad Bright Jeans. El pre-germinado se realizó con paños húmedo hasta la aparición de radículas luego se colocó en bandejas de plástico para la producción de plantines. Una vez obtenidos los plantines se trasplantó al lugar definitivo con un espaciamiento de 70 cm entre hilera y 30 cm entre plantas.

Para la fertilización de base no se utilizó fertilizante a base de fósforo por presentar alto contenido en el suelo, mientras que para la fertilización potasica se utilizó 117 kg ha-1 de cloruro de potasio (0-0-60), que fue aplicado en forma localizada a 15 cm de la planta, para todos los tratamientos excepto al testigo absoluto que solo fue suministrado agua durante todo el ciclo.

El fertilizante utilizado a base de nitrógeno fue la urea (45-0-0), donde fue suministrado 178 kg ha-1 mediante fertirriego en 8 aplicaciones suministrando el 75% de la dosis recomendada antes de la floración.

La parcela utilizada fue preparada en forma convencional. Un mes antes de la siembra se realizó una rastreada y con un monocultor se niveló el suelo, posterior se hizo los tablones. En la instalación del sistema de riego se utilizó cañerías de 1 pulgada, conectadas con válvulas de paso y una motobomba para el riego que fue por medio de cintas de goteo con una capacidad de 1L h^{-1}.

Para el control de *Spodoptera frugiperda* se utilizó cipermetrina en dosis recomendada por los fabricantes en una mochila pulverizadora manual de 20 litros.

Las variables evaluadas fueron longitud de la espiga, diámetro de la espiga y rendimiento de granos.

Los datos obtenidos fueron analizados mediante el análisis de varianza (ANAVA), para observar si existen diferencias significativas en los parámetros de estudios por el efecto de la inoculación, como también se realizó la comparación de medias con el Test de Tukey al 5%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La combinación de PGPR con el nitrógeno no influyeron en la longitud de la espiga, diámetro de la espiga y en el rendimiento de granos del maíz. Tampoco se mostró diferencia significativa en las medias por PGPR y en las medias por dosis (Tabla 1).

Estos resultados coinciden con Barassi *et al.*, (2008) quienes tampoco encontraron respuesta a la inoculación de promotores de crecimiento, sin embargo, pudieron verificar que tuvo efecto en los componentes de crecimiento de la planta.

En cuanto al diámetro de la espiga resultados similares fueron observados en un experimento con diferentes dosis de nitrógeno, con y sin aplicación del inoculante a base de *Azospirillum brasilense*, donde tampoco observó diferencias estadísticamente significativas con la aplicación del inoculante, sin embargo, fueron observadas diferencias entre las dosis de nitrógeno, siendo el mayor diámetro de 52,2 mm de diámetro de la espiga, que se obtuvo con la mayor dosis de nitrógeno utilizada en el experimento que fue de 160 kg ha-1 de N (Melo 2014).

En relación a la respuesta en el rendimiento, comparando con 273 ensayos realizados en Argentina, 85 % del maíz respondió favorablemente a la utilización de promotores de crecimiento.

Los altos rendimientos de los granos podrían justificarse, en cierta manera a la utilización de inoculante, sin embrago, Hungria *et al.*, (2010) sostienen que la respuesta de las gramíneas a la inoculación puede ser influenciada por las características genéticas de las plantas, las cepas, y las condiciones ambientales, por lo tanto, los resultados obtenidos es este ensayo, pueden deberse, no solo al inoculante, sino también a la variedad del maíz, a las condiciones ambientales que se presentó durante el desarrollo del cultivo o bien a la cepa del microorganismo inoculado.

Tabla 1: Longitud de la espiga, diámetro de la espiga y rendimiento de granos. Itauguá, Paraguay, 2016

	Dosis de N kg ha -1				
	0	50	100		CV,%
PGPR	Longitud de la espiga, cm			Medias por PGPR	
Sin	15,9 ns	15,1 ns	16,3 ns	15,8 NS	4,91
Con	15,8	17,7	16,2	16,6	
Medias por dosis	15,85 ns	16,4	16,25		
	Diámetro de la espiga, mm				
Sin	41,3 ns	42,1 ns	42,8 ns	42,1 NS	3,74
Con	41,5	41,6	43,1	42,1	
Medias por dosis	41,4 ns	41,85	42,95		
	Rendimiento de granos, kg ha^{-1}				
Sin	6086 ns	6639 ns	6653 ns	6459 NS	10,14
Con	5936	5918	6694	6183	
Medias por dosis	6011 ns	6279	6674		

CV: Coeficiente de variación. Ns: no difieren en la fila; NS: no difieren columna por la prueba de Tukey al 5% de probabilidad de error.

CONCLUSIÓN

La combinación de los promotores de crecimiento con nitrógeno no influenció en los componentes de rendimiento y en la productividad del maíz dulce.

AGRADECIMIENTOS

Al laboratorio de Suelos y Ordenamiento Territorial de la Facultad de Ciencias Agrarias Universidad Nacional de la Asunción.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por financiar parte del trabajo para la ejecución del experimento.

REFERENCIAS

- Amaral filho, J.P.R.A.; Filho, D.F.; Farineli, R.; Barbosa, J.C. 2005.Espaçamento, densidade populacional e adubação nitrogenada na cultura do milho. Revista Brasileira de Ciências do Solo.29:467-473
- Basi, S; Lopes, ECP; Kaminski, TH; Pivatto, RAD; Cheng, NC; Sandini, IE. Azospirillum brasilense nas sementes e no sulco de semeadura da cultura do milho. In.: Semana de Integração, Ensino, Pesquisa e Extensão, 2. Resumos. Guarapuava: Anais da II SIEPE, 2011. 4p. ISSN-2236-7098.
- Barassi, C.A.; Sueldo, R.J.; Creus, C.M.; Carrozzi, L.E.; Casanovas, W.M.; Pereyra, M.A. 2008. Potencialidad de Azospirillum en optimizer el crecimiento vegetal bajo condiciones adversas. In: CASSÁN, F.D.; GARCIA DE SALAMONE, I. (Ed.) Azospirillum sp.: cell physiology, plant interactions and agronomic research in Argentina. Argentina: Asociación Argentina de Microbiologia, p.49-59.
- Hungria, M; Campo, RJ; Souza, EMS; Pedrosa, FO. 2010. Inoculation with selected strains of Azospirillum brasilense and A. lipoferum improves yields of maize and wheat in Brazil. Plant Soil, v. 331, n.1-2, p.
- Melo, F. H. 2014. Adubbação nitrogenada e inoculação de sementes com Azospirillum brasilense na cultura do milho. Tesis.Ing. Agr. Curitibanos. BR. Universidade Federal de Santa Catarina.Campus Curitibanos. 23p.

C3P79. EFECTO DEL ZINC SOBRE EL RENDIMIENTO Y CONTENIDO DE ALMIDÓN DE LOS TUBÉRCULOS DE PAPA PARA INDUSTRIA

Silva, Sandra E.; Vismara, Martina; Almada, Julieta C.; Giletto, Claudia M.; Ceroli, Paola S.; Zamuner, Ester C. y Echeverría, Hernán E.

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Ruta 226, km 73,5. Balcarce, Buenos Aires. Argentina. silva.sandra@inta.gob.ar

RESUMEN

En papa para industria cultivada en el sudeste bonaerense sería factible recurrir en el mediano plazo al agregado de zinc (Zn) como fertilizante teniendo en cuenta que es un micronutriente potencialmente deficiente y que tiene un rol clave en el metabolismo del almidón. Uno de los principales parámetros de calidad de los tubérculos es su contenido de materia seca (MS) y su principal constituyente es el almidón (ALM_{tub}). El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la fertilización con Zn sobre el rendimiento (RTO) y el contenido de MS y ALM_{tub}. Se realizaron cuatro ensayos de fertilización con Zn en lotes de producción de papa variedad Innovator durante el 2015/16 y 2016/17. En 2015/16 se probaron dos dosis de Zn foliar (300 y 600 g ha^{-1}) y un testigo. En 2016/17 se probaron tres dosis de Zn foliar (300, 600 y 800 g*ha^{-1}) y un testigo. El RTO varió de 50 a 77 Mg ha^{-1} incrementando significativamente con la dosis de Zn en todos los sitios. Se determinó una relación cuadrática-plateau significativa entre el rendimiento relativo y la dosis de Zn. La MS varió entre 16,5 a 20,0 %, mostrando efecto significativo el sitio y la dosis de Zn. El ALM_{tub} varió de 8,9 a 12,2 %, representó el 60 % de la MS de los tubérculos y aumentó con la dosis de Zn (ALM_{tub} = -5.10^{-6} dosis Zn^2 + 0,006 dosis Zn + 9,58; R^2 = 0,72). Los resultados son prometedores respecto a la respuesta de la papa en rendimiento y calidad de los tubérculos a la fertilización con Zn.

Palabras clave: Innovator, fertilización foliar, calidad de tubérculos

INTRODUCCIÓN

El Sudeste Bonaerense (SEB) es una de las principales zonas de producción del cultivo de papa del país, siendo la superficie total plantada durante la campaña 2016/17 de 32.500 ha aproximadamente (Argenpapa, 2017). El tubérculo de papa cumple un rol fundamental en la seguridad alimentaria de la población porque, si bien tiene relativamente pocos nutrientes, posee un alto contenido de almidón (ALM_{tub}), el cual proporciona una buena fuente de energía. Además aporta proteínas de alta calidad, vitamina C y minerales (FAO, 2008). Su consumo como alimento procesado ha ido adquiriendo cada vez más importancia, destacándose la producción de papas prefritas congeladas y papas fritas en hojuelas.

La variedad de papa para industria de mayor difusión en el SEB es Innovator, principalmente para la producción de bastones. Esta variedad fue introducida al país debido a su resistencia al tizón tardío, calidad de fritura y alto potencial de rendimiento. El rendimiento promedio en lotes de producción es de 40 Mg ha^{-1}, alcanzando algunos productores valores de 70 Mg ha^{-1} (Caldiz, 2007) y el porcentaje de materia seca (MS) promedio de los tubérculos de 19% (Caldiz, 2004). El contenido de MS es un parámetro de calidad primordial en los tubérculos destinados al procesamiento industrial. Dentro de las células vegetales existen diversas organelas que contienen cantidades relativamente constantes de proteínas, grasas, enzimas, etc., por lo cual las diferencias en el contenido de MS de los tubérculos es consecuencia de las variaciones en el ALM_{tub}. Éste representa aproximadamente entre el 60 y el 80 % de la MS total de los tubérculos (Liu *et al*., 2003; FAO, 2008).

El cultivo de papa de elevado rendimiento requiere del suministro de cantidades significativas de nutrientes, los que deberán ser provistos en tiempo y forma a fin de maximizar la captación de los mismos (Echeverría & Giletto, 2015). El zinc (Zn) es uno de los micronutrientes esenciales para el normal desarrollo y crecimiento (Marschner, 1986) y uno de sus roles principales en los tejidos vegetales es su participación en el metabolismo de los carbohidratos y en el proceso de conversión de azúcares en almidón (Alloway, 2008). Por lo tanto, un adecuado suministro de Zn al cultivo, podría favorecer la síntesis de ALM_{tub}, aumentar la MS y mejorar la calidad nutricional de los tubérculos.

Los suelos agrícolas del SEB presentan rangos de disponibilidad de medios (1,0 – 1,5 mg kg^{-1}) a altos (1,5 – 2,0 mg kg^{-1}) de Zn extractable con DTPA del horizonte superficial (0-20 cm) para cultivos de grano (Sainz Rozas *et al*., 2013). Sin embargo, la intensificación agrícola de los últimos años ha disminuido el contenido de materia orgánica de los suelos de la Región Pampeana y extrapampeana, los que en algunos casos presentan el 50 % del nivel de materia orgánica

original (Álvarez, 2001; Lavado, 2006). Dicho factor, es determinante en la presencia y distribución de Zn en el suelo (Roca *et al*., 2007; Sainz Rozas *et al*., 2008). Además, existen evidencias que la concentración de Zn en hoja estuvo próxima al límite inferior de suficiencia en diferentes etapas del ciclo del cultivo (Silva, 2015; Vismara, 2017). Por estas razones se podría considerar que el Zn sería uno de los micronutrientes con mayor potencial de deficiencia en el cultivo de papa de alta producción en el SEB.

Dada la importancia de las funciones metabólicas del Zn y que es un micronutriente potencialmente deficiente en la zona, sería factible recurrir en el mediano plazo a su agregado como fertilizante. En la actualidad es escasa la información sobre el efecto de la fertilización con Zn en papa para industria. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la fertilización foliar con Zn sobre el rendimiento y el ALM_{tub}.

MATERIALES Y MÉTODOS

Durante las campañas 2015/16 (sitios 1 y 2) y 2016/17 (sitios 3 y 4) se realizaron ensayos de fertilización con Zn en lotes de producción de papa para industria variedad Innovator. Los sitios 1, 2 y 3 estuvieron ubicados en el partido de General Pueyrredón y el sitio 4 en el partido de Balcarce, provincia de Buenos Aires. El suelo de los cuatro sitios pertenece al subgrupo Argiudol típico (USDA, 1999) sin limitaciones en su capacidad de uso. Previo a la plantación se realizó un análisis de suelo (Tabla 1). El pH del suelo se determinó mediante la relación suelo:agua de 1:2,5 v/v, el contenido de materia orgánica se determinó por el método de Walkley & Black (1934), nitrato ($N\text{-}NO_3^-$) por el método de Bremner (1965) y Keeney & Nelson (1982) y el P extractable por el método de Bray & Kurtz (1945). La concentración de Zn se determinó mediante extracción con DTPA (Lindsay & Norvell, 1978) y su posterior cuantificación mediante espectrofotometría de absorción atómica.

Tabla 1: Características edáficas (0-20 cm) previas a la plantación, fecha de plantación y cosecha para el cultivo de papa en los cuatro sitios experimentales, campañas 2015/16 (sitios 1 y 2) y 2016/17 (sitios 3 y 4).

	Sitio 1	Sitio 2	Sitio 3	Sitio 4
pH	5,8	5,8	5,5	6,2
MO (%)	6,5	6,7	6,3	4,4
$N\text{-}NO^{-3}$ (mg kg^{-1})	10,4	14,0	15,7	5,6
P (mg kg^{-1})	32,8	22,5	26,5	19,0
Zn (mg kg^{-1})	1,9	1,8	1,9	1,2
Fecha de plantación	08/10/2015	10/10/2015	09/10/2016	27/10/2016
Fecha de cosecha	24/02/2016	24/02/2016	07/03/2017	02/03/2017

MO = materia orgánica; $N\text{-}NO_3^-$ = nitrato; P = fósforo; Zn = zinc

La preparación del suelo se realizó de acuerdo a la modalidad de la zona utilizando rastra de discos, cincel y vibrocultivador y se levantó el surco con aporcador antes que el cultivo alcanzara el 100% de cobertura. El control de plagas y enfermedades se realizó mediante la aplicación de agroquímicos específicos y el control de malezas fue realizado con métodos mecánicos y químicos. Para evitar deficiencias hídricas en el cultivo se regó a partir de los 40-45 días después de la plantación (ddp) y hasta mediados de febrero.

Para todos los ensayos, se utilizó un diseño en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones. Cada unidad experimental tuvo una superficie de 34 m^2 (8 surcos de 5 m de largo y 0,85 m de distancia entre surcos). En la campaña 2015/16 se probaron dos dosis de Zn (300 y 600 g ha^{-1}) y un testigo sin fertilizar. En la campaña 2016/17 se probaron tres dosis de Zn (300, 600 y 800 g ha^{-1}) y un testigo sin fertilizar. En todos los casos, el Zn se aplicó de manera foliar en una suspensión concentrada (70% Zn) a razón de 100 L de agua ha^{-1} a los 60 ddp. Para realizar la aplicación se utilizó una mochila manual de presión constante con botalón de 120 cm, provisto de 4 boquillas distanciadas a 30 cm y pastillas de

cono hueco. En todas las unidades experimentales, se recurrió a la fertilización con N y P para asegurar que dichos nutrientes no limitaran el crecimiento del cultivo.

Se cosecharon en forma manual 2 m de cada uno de los 2 surcos centrales de cada unidad experimental a los 139, 137, 150 y 127 ddp para los sitios 1, 2, 3 y 4 respectivamente. Se estimó el rendimiento total (RTO) y se calculó el rendimiento relativo (RR) como la relación entre el rendimiento promedio de cada tratamiento y el mayor rendimiento promedio de cada sitio. De cada unidad experimental, se seleccionaron aproximadamente 30 tubérculos sanos de tamaño comercial (> 50 mm de diámetro) y se cortaron en octavos en forma longitudinal. Una alícuota de 350 g de los cortes de los tubérculos fueron secados en estufa con circulación de aire forzado a 60 °C hasta peso constante, luego fueron molidos con molinillo de cámara, cuchillas y malla de acero inoxidable y se conservaron a temperatura ambiente hasta el momento de realizar la determinación de ALM_{tub}. Con el peso fresco y seco de cada alícuota se calculó el porcentaje de MS de los tubérculos (método gravimétrico). Se cuantificó el ALM_{tub} por el método polarimétrico de Ewers (FEDNA, 2000). Dicho método consiste, en una hidrólisis ácida de la muestra de tubérculos seca y molida y la cuantificación del ALM_{tub} mediante el uso de un polarímetro (CARL ZEISS 84526) que mide la rotación de la luz polarizada de una lámpara de sodio estándar al atravesar la muestra problema. Se realizaron tres mediciones por cada tratamiento y repetición.

El efecto de la dosis de Zn sobre RTO, MS y ALM_{tub} fue analizado mediante análisis de varianza (ANOVA) utilizando el programa Statistical Analysis Systems (SAS Institute, 2002). Las medias de cada tratamiento fueron comparadas mediante la prueba de diferencias mínimas significativas (DMS) si el ANOVA fue significativo. Se ajustaron modelos de regresión entre las variables utilizando el PROC REG.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El RTO del cultivo varió de 50,0 a 77,1 Mg ha^{-1} (Tabla 2) y fue similar al rendimiento promedio de la variedad Innovator (70 Mg ha^{-1}) registrado en lotes de alta producción del SEB (Caldiz, 2007). La fertilización con Zn aumentó significativamente el RTO del cultivo en los sitios 2, 3 y 4. En el sitio 1, el RTO tendió a aumentar con la dosis de Zn aunque no se determinaron diferencias significativas entre los tratamientos (Tabla 2). Si bien el nivel de Zn en el suelo de los cuatro sitios (Tabla 1) se encontró en el rango de disponibilidad de medio a alto para cultivos de grano (Sainz Rozas *et al*., 2013) y en todos los casos superó al valor considerado como umbral para extracciones con DTPA para el cultivo de maíz en la Región Pampeana (1,06 mg kg^{-1}) (Barbieri *et al*., 2017) se ha determinado respuesta del cultivo de papa al agregado de Zn. Esto pone de manifiesto la necesidad de establecer rangos de disponibilidad y umbrales que se ajusten al cultivo de papa, datos hasta el momento no definidos. Asimismo, se determinó una relación cuadrática-plateau y significativa entre el RR y la dosis de Zn (Figura 1), datos que serán validados con sucesivas investigaciones.

Tabla 2: Rendimiento total del cultivo de papa en los cuatro sitios experimentales, campañas 2015/16 y 2016/17

		Dosis de Zn (g ha^{-1})				valor p	R^2
		0	300	600	800		
RTO	Sitio 1	50,0 a	52,5 a	63,9 a	---	ns	0,74
(Mg ha^{-1})	Sitio 2	58,5 b	71,1 ab	77,1 a	---	*	0,83
	Sitio 3	60,1 b	71,8 a	71,8 a	69,4 a	**	0,82
	Sitio 4	53,3 b	67,5 ab	72,4 a	63,9 ab	*	0,63

RTO: rendimiento total. Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas entre tratamientos, ns = no significativo; * $p \leq 0,1$; ** $p \leq 0,05$

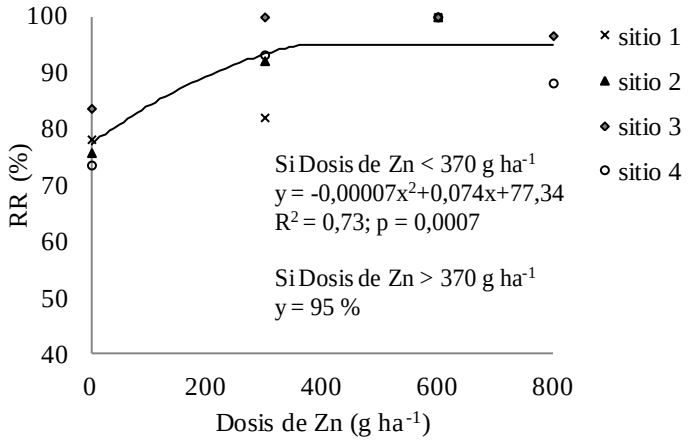


Figura 1: Relación entre el rendimiento relativo del cultivo de papa y la dosis de zinc aplicada en cuatro sitios experimentales, campañas 2015/16 y 2016/17

El contenido de MS de los tubérculos varió de 17,4 a 20,0 % en los sitios 1, 2 y 3 y fue similar al valor promedio de la variedad Innovator obtenido en lotes de producción del SEB (19%) (Caldiz, 2004; Giletto *et al*., 2011). En cambio, en el sitio 4 la MS varió de 16,5 a 17,7 % y estuvo por debajo del valor promedio para dicha variedad. El manejo del riego, en las etapas finales del ciclo, probablemente afectó de manera desfavorable al contenido de MS en este sitio. La fertilización con Zn aumentó significativamente el contenido de MS de los tubérculos (Tabla 3), registrándose los menores valores en los testigos. Asimismo, la MS mostró una asociación significativa con la dosis de Zn, pero ésta fue afectada por el sitio (Figura 2a).

Tabla 3: Materia seca y contenido de almidón de los tubérculos en los cuatro sitios experimentales, campañas 2015/16 y 2016/17

		Dosis de Zn (g ha^{-1})				valor p	R^2
		0	300	600	800		
MS (%)	Sitio 1	18,0 b	19,9 a	20,0 a	---	***	0,98
	Sitio 2	17,9 b	19,4 ab	19,9 a	---	*	0,82
	Sitio 3	17,4 b	18,6 a	19,1 a	19,2 a	***	0,90
	Sitio 4	16,5 c	17,1 b	17,7 a	17,5 a	***	0,94
ALM_{tub} (%)	Sitio 1	9,2 b	11,9 a	12,2 a	---	***	0,94
	Sitio 2	8,9 b	10,6 a	10,8 a	---	*	0,85
	Sitio 3	10,1 c	10,8 b	11,5 a	11,5 a	***	0,89
	Sitio 4	10,2 b	10,6 ab	11,7 a	11,2 ab	*	0,73

MS: materia seca; ALM_{tub}: almidón de los tubérculos. Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas entre tratamientos, * $p \leq 0,1$; ** $p \leq 0,05$; *** $p \leq 0,01$

El ALM_{tub} varió de 8,9 a 12,2 % y fue afectado significativamente por la fertilización con Zn en los cuatro sitios (Tabla 3). Asimismo, el ALM_{tub} mostró una asociación estrecha y significativa con la dosis de Zn (Figura 2b), demostrando ser independiente del sitio. Estos resultados se corresponden con lo informado por Alloway (2008), quien determinó que el Zn juega un rol clave en el metabolismo del almidón ya que el ALM_{tub}, el número de gránulos de almidón y la actividad de la enzima almidón sintetasa aumentan en plantas bien provistas de Zn. Asimismo, Mehul

Parmar *et al*. (2016) determinaron que la aplicación de Zn foliar en papa aumentó el ALM_{tub}. En la Figura 3 se observa la relación entre el ALM_{tub} y la MS para los datos experimentales de este trabajo y para datos de variedades cultivadas en el SEB (datos experimentales otorgados por el Laboratorio de Calidad y Tecnología de Poscosecha y Alimentos, INTA Balcarce). De esta manera se determinó que el ALM_{tub} representa el 60 % de la MS, coincidiendo con lo reportado en la bibliografía (Liu *et al*., 2003; FAO, 2008).

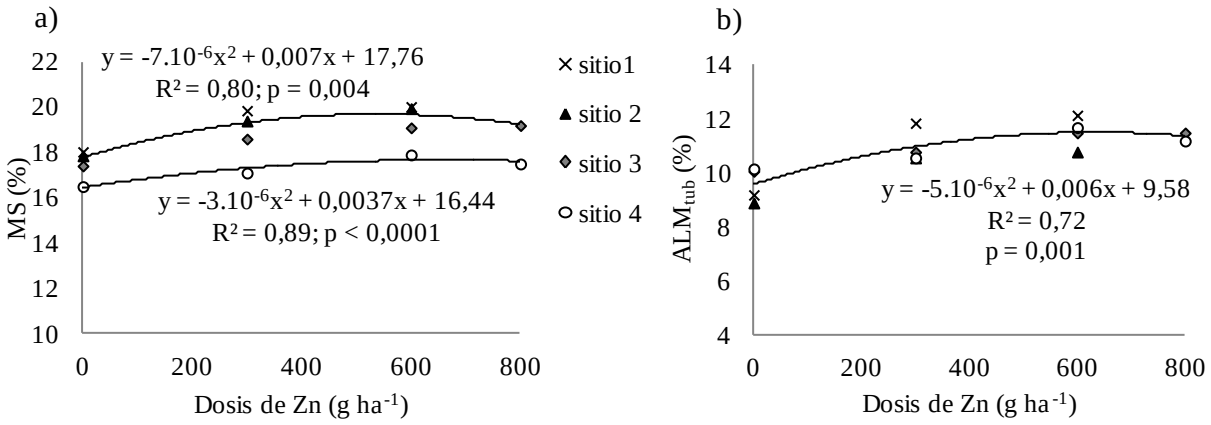


Figura 2: Contenido de materia seca (a) y de almidón (b) de los tubérculos a la cosecha en función de las dosis de zinc aplicada en cuatro sitios experimentales, campaña 2015/16 y 2016/17

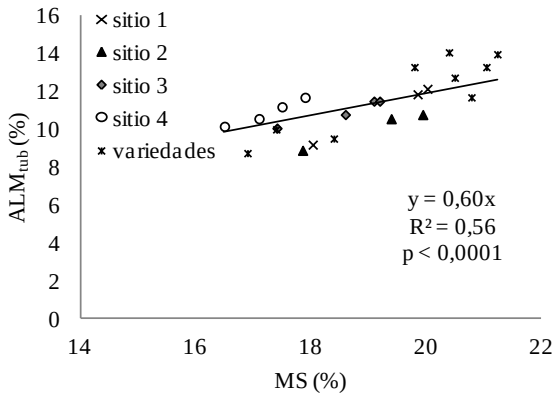


Figura 3: Relación entre el contenido de almidón (ALM_{tub}) y de materia seca (MS) de los tubérculos para los cuatro sitios experimentales, campaña 2015/16 y 2016/17 y datos experimentales de variedades cultivadas en el Sudeste Bonaerense

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos bajo las condiciones de crecimiento del cultivo de papa en el SEB, mostraron que la fertilización con Zn incrementó el RTO, el contenido de MS y de ALM_{tub}. También se demostró que el ALM_{tub} fue independiente del manejo del sitio y que representó el 60% de la MS de los tubérculos. Estos resultados son prometedores, pero es necesario seguir evaluando la respuesta del cultivo de papa a la fertilización con Zn bajo condiciones de crecimiento con deficiencia de Zn en el suelo para validar los umbrales establecidos.

BIBLIOGRAFÍA

- Alloway, BJ. 2008. Zinc in soils and crop nutrition. International Fertilizer Association and International Zinc Association eds. Brussels, Belgium and Paris, France. 135 p.
- Álvarez, R. 2001. Estimation of carbón losses by cultivation from soils of the Argentine Pampa using the Century Model. Soil Use and Man. 17: 62-66.
- Argenpapa. 2017. Argentina (Buenos Aires): Leve incremento de la superficie con papa en el Sudeste. http://www.argenpapa.com.ar/noticia/150-argentina-buenos-aires-leve-incremento-de-la-superficie-con-papa-en-el-sudeste. Fecha de consulta: 25/01/2017.

- Barbieri, PA; HR Sainz Rozas; N Wyndgaard; M Eyherabide; NI Reussi Calvo; F Salvagiotti; AA Correndo; PA Barbagelata; GP Espósito Goya; JC Colazo & HE Echeverría. 2017. Can edaphic variables improve DTPA-based zinc diagnosis in corn? Soil Sci. Soc. Am. J.- Soil Fertility & Plant Nutrition. Vol 81. No. 3, p. 556-563.
- Bray, RH & LT Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available form of phosphorus in soil. Soil Sci. 59: 360-361.
- Bremner, JM. 1965. Total nitrogen In: Page, A.L.; Miller, R.H.; Keeney, D.R. (eds.) Methods of soil analysis. Chemical and Microbiological Properties, ASA, SSSA, Madison WI. Agronomy Monograph 9.2: 1149-1178.
- Caldiz, DO. 2004. Características y manejo de la variedad Innovator. Del Campo a la Fábrica 4(4):3-5.
- Caldiz, DO. 2007. Producción, cosecha y almacenamiento de papa en la Argentina. 2ºed. McCain Argentina SA, Balcarce-BASF Argentina S.A., Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. pp.13-17; pp. 41-46.
- Echeverría, HE & CM Giletto. 2015. Papa. En: Echeverría, H. E. & García F.O. (eds.) Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. INTA EEA Balcarce, Buenos Aires. Argentina pp.585-605.
- FAO. 2008. Las papas, la nutrición y la alimentación. http://www.fao.org/potato-2008/es/lapapa/hojas.html. Fecha de consulta: 12/10/2017.
- FEDNA, 2000. Almidón. Método polarimétrico (EWERS) Fundación Española para el Desarrollo de la Nutrición Animal España. http://www. Fundacionfedna .org/tecnicas _de_analisis/almidón-método-polarimétrico-ewers. Fecha de consulta: 15/05/2017.
- Giletto, CM; JE Rattin, HE Echeverría & DO Caldiz. 2011. Requerimiento de nitrógeno para alcanzar máximo rendimiento y calidad en variedades industriales de papa. Revista Facultad de Ciencias Agrarias. Cuyo. 43(1):85-95.
- Keeney, DR & DW Nelson. 1982. Nitrogen inorganic forms. In: Page, A.L. et.al. (eds.) Methods of soil analysis. pt. 2. Chemical and microbiological properties ASA, SSSA, Madison, WI. Agronomy Monograph 9 pp. 643-698.
- Lavado, R. 2006. La Región Pampeana: Historia, características y uso de sus suelos. En: Álvarez, R. (ed.) Materia Orgánica "Valor Agronómico y Dinámica en Suelos Pampeanos" Editorial Facultad de Agronomía, UBA. Buenos Aires, Argentina. pp. 1- 11.
- Lindsay, WL & WA Norvell. 1978. Development of DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. Soil Sci. Soc. Am. J. 42:421–428.
- Liu, Q; E Weber; V Currie & R Yada. 2003. Physicochemical properties of starches during potato growth. Carbohydrate Polymers 51:213-221.
- Marschner, H. 1986. Mineral Nutrition of Higher Plants. Institute of Plant Nutrition. University Hohenheim. Federal Republic of Germany. Academic Press. 542 p.
- Mehul Parmar, L; BM Nandre & Y Pawar. 2016. Influence of foliar supplementation of zinc and manganese on yield and quality of potato, Solanum tuberosum. International Journal of Farm Science 6 (1):69-73.
- Roca, N; MS Pazos & J Bech. 2007. Disponibilidad de cobre, hierro, manganeso, zinc en suelos del NO argentino. Cienc. suelo 25(1): 31-42.
- Sainz Rozas, HR; HE Echeverría & H Angelini. 2008. Niveles de materia orgánica y pH en suelos agrícolas de la Región Pampeana y Extrapampeana. 21° Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. San Luis, 13-15 de mayo de 2008. pp.33-39.
- Sainz Rozas, HR; M Eyherabide; HE Echeverría; P Barbieri; H Angelini; GE Larrea; G Ferraris & M Barraco. 2013. ¿Cuál es el estado de la fertilidad de los suelos argentinos? Actas del Simposio Fertilidad. Rosario, 22 a 23 de Mayo de 2013.
- SAS Institute. 2002. The SAS System for Windows. Release version 6.12. SAS Inst., Cary, NC.
- Silva, SE. 2015. Incidencia de la fertilización con nitrógeno y fósforo sobre la concentración de micronutrientes catiónicos en tejidos del cultivo de papa variedad Innovator. Tesis Magister Scientiae. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina. 64 p.
- USDA. 1999. Mollisols In: Soil taxonomy: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. 2nd. ed. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, Washington, DC. Agriculture Handbook N° 436 pp. 555-654.
- Vismara, M. 2017. Fertilización con zinc en papa para industria: rendimiento y calidad de tubérculos. Tesis para optar al grado de Ingeniera Agrónoma. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina. 23 p.
- Walkley, A & Y Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37:29-37.
- Zamuner, EC; J Lloveras & HE Echeverría. 2016. Use of a critical phosphorus dilution curve to improve potato crop nutritional management. American Journal Potato Research. 93: 392-403.

C3P80. CAMBIOS EN LAS FORMAS DEL ZN DEL SUELO PROMOVIDOS POR LA APLICACIÓN DE RESIDUOS AVIARES COMPOSTADOS.

Tysko, Mónica* y Juan J. Loperfido.
Departamento de Cs. Básicas. Universidad Nacional de Lujan. Ruta 5 y 7. Lujan. Pcia. de Buenos Aires. Argentina.
myskot@gmail.com*

RESUMEN

El zinc es esencial en la nutrición de las plantas sin embargo se ha observado su deficiencia debido a los balances negativos que se producen por la falta de reposición de este nutriente a los cultivos. El contenido total Zn en un suelo no proporciona información acerca de la disponibilidad o riesgos potenciales de toxicidad de este metal. El objetivo de este trabajo fue evaluar los cambios en las distintas fracciones de Zn en un suelo bajo cultivo de trigo luego de la aplicación de compost de residuo aviar (CRA). Se realizaron los siguientes tratamientos: control (C): suelo natural, Tratamiento 1 (T1): 5000 kg*ha^{-1} (dosis de CRA determinada en base a los requerimientos de N del cultivo) y Tratamiento 2 (T2): 1250 kg*ha^{-1} (dosis de CRA en base a los requerimientos de P). Las determinaciones realizadas al inicio y fin del ensayo fueron: Carbono orgánico (CO), Nitrógeno Orgánico Total (N_{TOTAL}), Fosforo extractable (P_{Bray}), pH, la Conductividad eléctrica (CE), Zn total (Zn_{TOTAL}) y Zn extractable (Zn_{DPTA}). Además se analizó la distribución de distintas fracciones químicas de Zn asociadas al suelo y al CRA por un método de fraccionamiento secuencial (SSE). La aplicación de CRA modificó significativamente la distribución de Zn en el suelo sin afectar el contenido de Zn total y su disponibilidad para el cultivo. La mayor dosis de CRA permitió conservar la distribución de Zn inicial. Se encontró correlación significativa entre las distintas fracciones de Zn en el suelo lo que indica una alta movilidad de este elemento en el suelo. Estos resultados constituyen un avance en el conocimiento de la dinámica del Zn proveniente de los residuos aviares compostados aplicados al suelo.

Palabras claves: Micronutriente, Abono orgánico, extracción secuencial.

INTRODUCCIÓN

El zinc es esencial en la nutrición de las plantas, y cada vez es más notoria su deficiencia debido a los balances negativos que se producen por la escasa reposición de este nutriente. El contenido total Zn en un suelo representa la suma de todas las formas en las que el Zn se encuentra asociado a distintas fracciones geoquímicas o pooles y no proporciona información acerca de su biodisponibilidad o riesgos potenciales de toxicidad de este metal. La distribución de estos pools o fracciones de Zn está determinada por las constantes de equilibrio de las reacciones químicas en las que participa. Así, la interacción entre los distintos procesos como adsorción/desorción, precipitación/disolución y formación de complejos, afectan la distribución de los metales entre la solución suelo y la fase sólida y son los responsables de su movilidad y biodisponibilidad (Silveira *et al*., 2003). Existen distintos métodos que permiten identificar y cuantificar las distintas fracciones de Zn, siendo el métodos de extracción secuencial (SSE) uno de los más utilizados. Estos métodos se basan en la aplicación de extractante en forma sucesiva en la cual, cada reactivo libera el Zn retenido por un componente de la fase sólida sin afectar al resto. Esta determinación representa una medida de la fuerza de unión de este elemento con distintos componentes del suelo, dando una idea aproximada de su labilidad y por lo tanto de su biodisponibilidad potencial. El SSE propuesto por Álvarez (2007) permite identificar cinco fracciones que difieren en su solubilidad frente a distintos extractantes. Estas fracciones son: soluble en agua e intercambiable (SOL), adsorbido o complejado con la materia orgánica lábil (ORG), retenido en óxidos de manganeso por oclusiones (MnOx), retenido en óxidos de hierro (FeOx) y asociado a minerales primarios(RES). Se ha considerado que las fracciones de zinc solubles en agua, intercambiables y quelados están en equilibrio reversible entre sí y se dice que el zinc en estas fracciones está fácilmente disponible para las plantas .Las fracciones MnOx y FeOx presentan una disponibilidad moderada y la última fracción (RES) es considerada como una fracción no disponible en el corto plazo. La magnitud de estas fracciones dependen de su interacción con distintas propiedades del suelo (Sharma *et al*., 2004). La aplicación de fertilizantes genera una serie de reacciones físicas, químicas y biológicas que pueden afectar la distribución del Zn en los distintos pools modificando su concentración en la solución y por lo tanto su disponibilidad para los cultivos. En general, las investigaciones realizadas hasta el momento, enfocaron sus estudios en suelos contaminados o bajo la aplicación de fertilizantes inorgánicos existiendo poca información sobre los efectos de la aplicación de residuos orgánicos sobre estas fracciones. Según Kiekens (1995), la aplicación de compost de residuos animales y estiércol es mencionada como uno de los factores antropogénicos más importantes que incrementan las cantidades de zinc en el suelo. En nuestro país es cada vez más frecuente el uso de residuos derivados de producciones avícolas (RA) como abono. El compost de RA (CRA)

formado por estiércol cama de cría, restos de alimentos y aves muertas es uno de los residuos generados en la producción avícola y presentan ventajas sobre los residuos frescos. El proceso de compostaje sobre los RA produce una reducción los patógenos y la viabilidad de las semillas de malezas, aumentando su estabilidad y uniformidad. También, como la mayoría de los compost, constituyen una importante fuente y reserva de macro y micronutrientes cuya cantidad y fracción es variable según la proporción de los materiales que lo constituyen. La aplicación de compost al suelo induce a mejoras de la fertilidad química y el almacenamiento de C orgánico que influye directamente sobre la estructura del suelo, su capacidad de intercambiar iones y su capacidad buffer (Bolan *et al*., 2010). Además, los CRA son ricos en Zn debido a que este elemento se suministra a las aves durante su crianza como suplemento mineral y es eliminado en alta proporción a través del estiércol en razón de la baja eficiencia de absorción en el intestino de las aves. Los CRA presentan una relación estequiométrica desbalanceada y variable entre los nutrientes respecto a la que se encuentra en el suelo y los cultivos. Esto puede afectar la dinámica de los nutrientes en el suelo luego de su aplicación, razón por la cual se hace imprescindible conocer tanto su composición química previo a la aplicación como los efectos posteriores para aplicar prácticas de manejo sustentables a fin de abastecer al cultivo, evitando potenciales problemas de contaminación. El objetivo de este trabajo fue evaluar los cambios en la concentración de Zn total y su distribución en un suelo bajo cultivo de trigo luego de la aplicación de residuo aviar compostado (CRA).

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio fue llevado a cabo en un lote bajo producción de trigo en la localidad de Lujan (34°40'36.2"S - 59°06'22.4"W). El CRA fue obtenido en una granja avícola dedicada a la producción de pollos parrilleros y está compuesto por capas sucesivas de cama de pollo, restos de alimentos, estiércol y aves muertas durante la crianza, que se compostaron durante 75 días. Se tomaron muestras de suelo y CRA para caracterizarlos químicamente. Los tratamientos aplicados fueron: Tratamiento control (**C**): Sin aplicación de CRA, Tratamiento 1 (**T1**): Se aplicó una dosis de CRA que permitió cubrir los requerimientos de N del cultivo para un rendimiento esperado de 4100 kg.ha. La dosis fue de 5000 $kg.ha^{-1}$ de CRA que correspondió a: 124 $kg.ha^{-1}$ de N ,55 $kg.ha^{-1}$ de P y 2.5 $kg.ha^{-1}$ de Zn) y Tratamiento 2 (**T2**): Se aplicó una dosis de CRA que permitió cubrir los requerimientos de P del cultivo para un rendimiento esperado de 4100 kg.ha, al que se le agregó además una dosis de urea para completar el requerimiento de N del cultivo, debido al desbalance nutricional del CRA (La relación N:P del CRA=1.6 :1 respecto de la relación N:P del cultivo= 6:1). En este tratamiento la dosis fue de 1250 $kg.ha^{-1}$ de CRA que correspondió a 124 $kg.ha^{-1}$ de N, 15 $kg.ha^{-1}$ de P y 0.63 $kg.ha^{-1}$ de Zn. En el suelo se determinó al inicio y fin del ensayo: Carbono orgánico (CO) mediante método de Walkey y Black , Nitrógeno Orgánico Total (N_{TOTAL}) por el método de Kjeldahl , Fosforo extractable(P_{Bray}) determinado colorimétricamente luego de su extracción con el extractante Bray I , el pH se midió potenciométricamente utilizando una relación 1:2,5 en agua, la Conductividad eléctrica (CE) medida conductimétricamente en una relación 1:2,5 en agua, Zn total (Zn_{TOTAL}) se determinó por espectrofotometría de Absorción Atómica (EAA), Zn extractable (Zn_{DPTA}): se extrajo con ácido dietilentriamino-pentaacético-DPTA) y se cuantificó por EAA.

En el CRA se determinaron los siguientes parámetros: Carbono orgánico total (COT) por el método de combustión seca, N_{TOTAL} utilizando el método Kjeldahl, P_{TOTAL}: mediante un método colorimétrico luego de una digestión húmeda, pH por potenciométria en una relación 1: 5 en agua, CE por conductimetría en una relación 1: 5 en agua, Zn_{TOTAL} se determinó por EAA luego de una digestión húmeda, Zn_{DPTA} por EAA luego de una extracción con DPTA. Además se analizó la distribución de distintas fracciones químicas de Zn asociadas al suelo y al CRA por un método de fraccionamiento secuencial extrayendo sucesivamente el Zn asociado a distintos componentes de la fase solida de cada una de las matrices, con distintos siguiendo la metodología propuesta por Álvarez,(2007) (Figura 1) .



Figura 1: Esquema descriptivo del procedimiento de extracción secuencial (SSE) detallando los reactivos y condiciones químicas utilizados. (Elaboración propia)

El diseño experimental fue en bloque completos aleatorizados con cuatro repeticiones. A los resultados obtenidos se les aplicó el análisis de la varianza (ANOVA) previa verificación de los supuestos de normalidad y homocedasticidad. La diferencia entre las medias se detectó por aplicación del test LSD ($p <= 0,05$). Además se evaluó la correlación entre las distintas fracciones de Zn a partir de los coeficientes de correlación de Pearson.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización química y fraccionamiento de Zn en el CRA

Como característica principal del CRA se destaca, que debido a su origen, es un material que posee alto contenido de carbono orgánico y rico en nutrientes. Su pH es alcalino y su conductividad eléctrica elevada (Tabla 1). Los niveles de N_{TOTAL} y P_{TOTAL} se encuentran dentro de los rangos presentados en distintas citas bibliográficas para materiales compostados de origen animal. (Barbazán *et al*, 2011).

Tabla 1: Caracterización química del CRA utilizado en el ensayo. pH : Relación compost: agua 1:5; CE: conductividad eléctrica ;COT: Carbono orgánico total ; N_{TOTAL}: Nitrógeno orgánico total; P_{TOTAL}: fosforo total; Zn_{DPTA} : Zn extractable; Zn_{TOTAL} : Zn total

Humedad %	pH_{H2O} 1:5	CE dS m^{-1}	COT %	N_{total} %	Rel. C:N	P_{TOTAL} %	Zn_{TOTAL} %
49,9	8,2	6,86	22,3	1,75	12,7	1,1	0,051

El contenido de Zn total en el CRA resultó elevado y se ubica dentro del rango de lo informado por otros autores (Vukobratović, *et al*., 2014). Es importante destacar que la concentración de Zn se encuentra por debajo del límite máximo (1100 mg Zn.kg^{-1}) establecido por la normativa vigente para compost de uso agrícola (Res. 264/2011) SENASA, (2011). Además, se observó una relación estequiometria desbalanceada y variable entre los nutrientes respecto a la que se encuentra en el suelo y los cultivos, confirmando otra característica propia del CRA (Tabla 2).

Tabla 2: Relación estequiométrica de nutrientes en los materiales en estudio.

	N:P	N:Zn	P:Zn
CRA	1,6	34	22
SUELO	3	30	9
TRIGO	6	577	86

La distribución de Zn asociada a distintos componentes del CRA fue:

RES (285,25 mg $kg^{-1)}$ > FeOX (123,6 mg kg^{-1}) > ORG (56 mg kg^{-1}) > MnOx (37 mg kg^{-1}) > SOL (3,25 mg kg^{-1}).

Esta distribución indica que un 43% del Zn del CRA se encontraría en formas lábiles y moderadamente lábiles y podría estar disponible para los cultivos en el corto y mediano plazo. La fracción residual (RES) fue la extraída en mayor proporción constituyendo el 57% del CRA y no se espera que bajo condiciones normales, se libere durante cortos períodos de tiempo (Gupta & Sinha, 2007). A pesar de ello, existen evidencias que indican que la interacción de estas fracciones con distintos parámetros del suelo podría modificar la labilidad de este material (Alloway, 2008).

Caracterización química y fraccionamiento de Zn en el suelo al inicio del ensayo

El suelo bajo ensayo mostró características similares a los suelos promedio de la zona. El bajo contenido de P extractable (P_{Bray}: 6,6 p mg.kg^{-1}) indica la deficiencia de este nutriente ya que se encuentra por debajo del umbral propuesto para un cultivo de trigo. El nivel de Zn_{TOTAL} en el suelo fue de 50,7 mg.kg^{-1} y coincide con el rango promedio presentado en la bibliografía, mientras que el valor de Zn_{DPTA} presenta valores por debajo del umbral (1 mg.kg^{-1}) sugerido tanto local como internacionalmente (Sims & Johnson, 1991).

La distribución Zn_{TOTAL} del suelo en distintas fracciones al comienzo del ensayo fue:

RES (34,9 mg kg^{-1}) > FeOx (8,8 mg kg^{-1}) > SOL (3,0 mg kg^{-1}) > MO ORG (2,9 mg kg^{-1}) > MnOx (1,3 mg kg^{-1}).

La especiación mostró que el Zn en este suelo se encuentra asociado principalmente a RES. Esta fracción represento 67 % del Zn total, coincidiendo con lo observado por distintos autores (Kumar & Qureshi, 2012) quienes indican que la fracción de Zn más importante está asociada a minerales primarios y secundarios y poco disponible para los cultivos.

Zn_{TOTAL} y Extracción secuencial de Zn en el suelo luego de la cosecha del trigo

La concentración de Zn $_{TOTAL}$ posterior a la cosecha del trigo fue 48,76; 49,21 y 50,92 mg.kg^{-1} para el C, T1 y T2 respectivamente y no se vio modificada significativamente por la aplicación de CRA. Posterior a la cosecha de trigo, se observaron cambios en la distribución de Zn en las fracciones en C y T2 mientras que en T1 la distribución de Zn fue similar a la inicial (Figura 2).

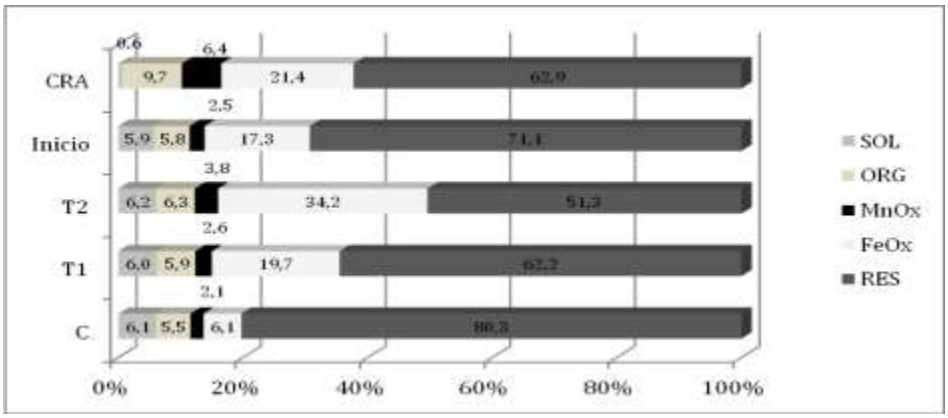


Figura 2: Proporción relativa de las distintas fracciones de Zn en el CRA y en el suelo al inicio y fin del ensayo. C: Control T1: Dosis 1 (5000 kg CRA.ha^{-1}) ,T2: Dosis 1 (1250 kg CRA.ha^{-1})

Se encontraron diferencias significativas entre las fracciones ORG, MnO_X, FeOx y RES (Tabla 3) mientras la fracción soluble no mostró diferencias entre tratamientos.

Tabla 3: Concentración de Zn (mg.kg^{-1}) asociado a cada una de las distintas fracciones posterior a la cosecha del cultivo de trigo. Letras diferentes indican diferencias significativas ente tratamiento ($p<0,05$).

	Fracciones				
Tratamientos	SOL	ORG	MnOx	FeOx	RES
C	3,0 a	2,7 b	1,0 b	3,0 c	39,4 a
T1	2,8 a	2,7 b	1,2 ab	9,2 b	33,2 ab
T2	3,1 a	3,2 a	1,9 a	17,4 a	25,2 b

El Zn asociado a ORG se vio modificado solo en T2 aumentando un 18,5% respecto del C y T1. El Zn en MnOx se incrementó en 20 y 90% en T1 y T2 respecto del control; sin embargo solo hubo diferencias significativas entre este último y T2. La fracción FeOx, también se vio incrementada, T2 fue dos y cinco veces superior al de T1 y C demostrándose que no existe una relación lineal entre las dosis de CRA aplicada y la distribución de Zn en esta fracción. En RES se observó una disminución de la concentración de Zn por efecto de la aplicación de CRA, sin embargo solo fue significativa en T2. Se pudo comprobar además, que existe correlación entre las distintas fracciones, siendo positiva para las fracciones lábiles y moderadamente lábiles (MnOx, SOL, ORG y FeOx) y negativa entre RES, FeOx y MnOx (Tabla 4). Esto se debería al desplazamiento de los equilibrios disturbados por la aplicación de CRA y absorción de Zn por parte del cultivo. En particular, la alta correlación negativa entre RES y FeOx demostraría la removilización de Zn desde la fracción más estable hacia las más lábiles luego del agregado de CRA, hecho que ha sido comprobado también por Wong y Selvam (2006).

Tabla 4: Coeficientes de correlación entre las fracciones de Zn en el suelo y con otras variables de suelo. (* y ** indican niveles de significancia de 0.05y 0.01)

	CE	FeOx	ORG	RES	SOL	pH	Zn_{DPTA}
FeOx	-0.337						
ORG	-0.5919*	0.6821*					
RES	0.291	-0.843**	-0.4319				
SOL	-0.6602*	0.2474	0.1056	-0.2884			
pH	-0.272	0.3547	0.1878	-0.3444	-0.0076		
Zn_{DPTA}	0.6624*	-0.4741*	-0.4574	0.1643	-0.6869*	-0.0373	
MnOx	-0.6562*	0.6268*	0.3606	-0.6712*	0.7801*	0.2086	-0.579*
P_{Bray}	0.0554	0.2035	0.1338	-0.4968	-0.0762	-0.2155	0.4092

Al analizar la correlación de las fracciones de Zn y los distintos parámetros del suelo se observó una correlación negativa entre la CE y las fracciones más lábiles. Esto podría deberse la formación de compuestos insolubles de Zn. También se encontró correlación negativa entre las fracciones más lábiles y el Zn_{DPTA} indicando que los pooles SOL, MnOx y FeOx serían las principales fuentes del zinc disponible en el suelo (Kumar *et al*, 2004). La significativa correlación de las fracciones de Zn indica que este nutriente es muy dinámico en el suelo, movilizándose desde fracciones más estables hacia las fracciones más lábiles.

CONCLUSIONES

Los resultados de este estudio muestran que el CRA es un abono apto para su uso en agricultura y con un contenido de Zn que se encuentra debajo de los límites máximos establecido por la normativa. Su aplicación al suelo modificó significativamente la distribución de Zn en el suelo sin afectar el contenido de Zn total y su disponibilidad para el cultivo. Dentro de los parámetros de suelo estudiados, la CE mostró una correlación negativa con las fracciones de Zn más solubles, producido probablemente por la formación de sales insolubles de Zn. El Zn_{DPTA} correlacionó negativamente con las fracciones más lábiles de Zn lo que indicaría que estas fracciones son las fuentes de Zn para el cultivo. Los resultados obtenidos indicarían que el Zn es un elemento sumamente dinámico y de alta movilidad. La aplicación de CRA en dosis adecuadas a los requerimientos de N del cultivo permitiría aportar Zn sin afectar el contenido ni la distribución de este elemento en el suelo. Estos resultados constituyen un avance en el conocimiento de la dinámica del Zn proveniente de los residuos aviares compostados cuando son aplicados al suelo. La utilización sustentable de estos residuos necesitaría de la profundización de estos estudios para poder esclarecer la razón y los mecanismos por los cuales se producen estos cambios el contenido de Zn asociado a las fases sólidas del suelo y la relación con su biodisponibilidad.

AGRADECIMIENTOS

A la Dra. M. Rodríguez por la lectura y aportes a este trabajo. A A.Pighin y M. Cubisino por su predisposición y colaboración en la realización de las determinaciones químicas.

BIBLIOGRAFÍA

- Alloway, BJ. 2008. El Zinc en los suelos y los cultivos. IZA y IFA. 2da edn.151 pp. Bruselas .
- Álvarez, JM. 2007. Influence of soil type on the mobility and bioavailability of chelated zinc. J. Agric. Food Chem. Vol 55:9, 3568-3576.
- Barbazán, M ; A del Pino; C Moltini,; J Hernández & J Rodríguez.2011.Caracterización de materiales orgánicos aplicados en sistemas agrícolas intensivos de Uruguay.Agroc. Urug 15:82-92.
- Bolan N; AA Szog; T Chuasavathi; B Seshadri; M Rothrock & P Panneerselvam. 2010. Uses and management of poultry litter.World's Poultry Science Association. W.Poultry Sci. J. 66:673-698.
- Gupta, AK & S Sinha. 2007. Phytoextraction Capacity of the Plants Growing on Tannery Sludge dumping Sites. Bioresource Technology, 98, 1788-1794
- Kiekens, L. 1995. Zinc, In Alloway, B.J. (ed.) Heavy Metals in Soils (2nd edn.). Blackie Academic and Professional, London, pp 284-305.

- Kumar, SP; RK Rattan & AK Singh. 2004. Chemical forms of zinc soils and their contribution to available pool. Journal of Indian Society of Soil Science, 52(4), 421-425.
- Kumar, M& FM Qureshi. 2012. Dynamics of Zinc Fractions, Availability to Wheat (Triticum aestivum L.) and Residual Effect on Succeeding Maize (Zea mays L.) in Inceptisols .JAS; 4: 6
- SENASA,2011.http://www.senasa.gob.ar/normativas/resolucion-264-2011-senasa-servicio-nacional-de-sanidad-y-calidad-agroalimentaria. Diciembre 2017.
- Sharma, BD; H Arora; Kumar, R & VK. Nayyar, 2004. Relationships between soil characteristics and total and DTPA-extractable micronutrients in Inceptisols of Punjab. Comun. Soil Sci. Plant Anal.35: 799-818.
- Silveira, MA; LR Alleon& LR Guilherme. 2003. Biosolids and heavy metals in soils. Sc. Agric. 60 (4): 793-806.
- Sims, JT & GV Johnson. 1991. Micronutrient soil tests. In Mortvedt, JJ;FR Cox;LMShuman & MR Welch (Eds.) Micronutrients in agriculture Pp 427-476. Ed. SSSA Madison, Winsconsin, USA.
- Vukobratović, M, Z Vukobratović; Z Lončarić& D Kerovac. 2014. Heavy metals in animal manure and effects of composting on it. ISHS Acta Horticulturae 1034:
- Wong, JW & A Selvam. 2006. Speciation of Heavy Metals during Co-Composting of Sewage Sludge with Lime. Chemosphere, 63, 980-986.

C3P81. CONTRIBUCIÓN DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA A LA DISPONIBILIDAD DE NITRÓGENO EN EL CULTIVO SUCESOR

Uhaldegaray, Mauricio G.[1]; Oderiz, Juan A.[1]; Scherger, Eric D.[1]; Frasier, Ileana[1]; Fernández, Romina[1]; Pérez, Micaela[1]; Quiroga, Alberto[1,2] y Zalba, Pablo[3]

[1] EEA INTA Anguil, Ruta 5 km 580, CP 6326, CC 11. Anguil, La Pampa.
[2] Facultad de Agronomía – UNLPam. Santa Rosa, La Pampa.
[3] Departamento de Agronomía – UNS. 8000 Bahía Blanca, Buenos Aires.
uhaldegaray.mauricio@inta.gob.ar

RESUMEN

En los sistemas agrícolas de la región pampeana, existe una fuerte dependencia de fertilizantes nitrogenados sintéticos para cubrir en parte los requerimientos de los cultivos. Para atenuar esta demanda la inclusión de cultivos de cobertura (CC) en la rotación podría contribuir a una mayor disponibilidad de nitrógeno (N) para el cultivo sucesor. A fin de evaluar esta contribución se llevó a cabo un experimento estableciendo sobre un Ustipsamment típico distintos cultivos de cobertura: centeno (C), centeno fertilizado con nitrógeno (C+N), vicia (V), centeno consociado con vicia (VC) y control (T, sin CC). Los mismos fueron dispuestos en bloques al azar con 4 repeticiones estableciendo maíz como cultivo sucesor. En el perfil de suelo se determinó contenido de agua y de nitratos en distintos momentos de la rotación, y sobre los cultivos cantidad y calidad de biomasa aérea. La biomasa generada por los distintos tratamientos varió en un amplio rango (3000 a 8000 kg MS* ha^{-1}) con diferencias significativas entre vicia (3103 kg MS*ha^{-1}) y el resto de los tratamientos (7718 kg MS*ha^{-1}). Entre los CC la consociación de vicia con centeno presento en su biomasa aérea 193 kg N*ha^{-1} diferenciándose de los demás tratamientos que en promedio presentaron 134 kg N*ha^{-1}. Los tratamientos con centeno fueron más eficientes en almacenar el agua proveniente de las precipitaciones durante el periodo de barbecho comprendido entre secado del CC y la siembra de maíz. La inclusión de cultivos de cobertura mediante la captura del N proveniente de mineralización y/o fijación biológica y posterior aporte por descomposición de los residuos durante el periodo de barbecho contribuyó significativamente a la nutrición nitrogenada del cultivo sucesor incidiendo tanto sobre la producción como la calidad de la biomasa aérea destinada a silo.

Palabras clave: Residuos, Maíz, Uso de agua.

INTRODUCCIÓN

El maíz (*Zea mays* L.) es un cultivo clave en las rotaciones agrícolas por el importante aporte de carbono que realiza a través de sus residuos (Studdert & Echeverría, 2000), especialmente en Entisoles de las Planicies Medanosas del Este de La Pampa, donde el bajo aporte de residuos ha conducido a la aparición de procesos erosivos del suelo (Colazo & Buschiazzo, 2010). Por otra parte, el cultivo de maíz para su crecimiento y desarrollo presenta altos requerimientos de nitrógeno (N) (Echeverría & Sainz Rosas, 2005) y agua (Della Maggiora *et al.*, 2000).

En los sistemas agrícolas actuales la fuerte dependencia en fertilizantes nitrogenados sintéticos para cubrir en parte los requerimientos de este nutriente y para lograr una máxima utilización del resto de los recursos ha creado preocupaciones sobre su sostenibilidad (Zimmerer & Vanek, 2016). Para atenuar la demanda de fertilizantes químicos industriales los cultivos pueden aprovechar el N que podría ser liberado a partir de la utilización de cultivos de cobertura (CC) (Thorup-Kristensen *et al.*, 2003).

El crecimiento de los CC interviene en la dinámica de nitrógeno y de agua, pudiendo modificar sus disponibilidades para un cultivo de cosecha posterior (Frasier *et al.*, 2016), en este sentido, el aporte de N proveniente de los CC dependerá de la producción total de materia seca y de la concentración de N en su biomasa. Sin embargo, puede haber una asincronía entre la mineralización de N de los residuos del cultivo de cobertura y la absorción de N del cultivo posterior, lo que da como resultado una pérdida de N potencialmente importante (Cook *et al*., 2010). Algunos autores consideran que sólo del 30 al 60% de N acumulado por un cultivo de cobertura de vicia está disponible para un cultivo posterior de maíz (Seo *et al.*, 2006; Clark *et al.*, 2007a, 2007b).

Las leguminosas como la vicia (*Vicia villosa* Roth) además de su elevada capacidad para fijar N pueden acumular una gran cantidad de este nutriente en sus tejidos en comparación con cultivos de gramíneas (Ranells & Wagger, 1996). Además, sus residuos pueden ser descompuestos rápidamente y liberar importantes cantidades del nutriente al suelo (Kramer *et al.*, 2002).

Por otra parte Baigorria & Cazorla (2009) trabajando en un suelo Argiudol típico de Marcos Juárez concluyen que los incrementos en el rendimiento del cultivo de maíz sin fertilización nitrogenada fueron mayores en un 20 % sobre la vicia que en el tratamiento sin CC.

Restovich *et al*. (2012) observaron que las gramíneas, en comparación con las leguminosas, pueden absorber una mayor cantidad de N excedente del cultivo antecesor, como así también de aquél mineralizado a partir de la MOS durante el periodo invernal, debido a su denso y extenso sistema radical. De esta manera, es posible disminuir pérdidas por lavado de N a la vez de incrementar la eficiencia de su uso en el sistema (Sainju & Singh, 1997; Dabney *et al.*, 2001).

En la consociación de gramíneas y leguminosas, la absorción del N mineral de la gramínea puede favorecer la nodulación y la fijación de N atmosférico por la leguminosa (Izaurralde *et al.*, 1992), mientras que la leguminosa podría transferir N a la gramínea favoreciendo su crecimiento (Ledgard & Steele, 1992; Sainju *et al.*, 2005).

La obtención de elevados rendimientos en maíz requiere de alta disponibilidad de N (Echeverría *et al.*, 2015), debiendo estar provisto en cantidad especialmente durante el periodo crítico (15 días previos y 15 posteriores a la floración femenina) que es el momento donde se define el rendimiento (Andrade & Sadras, 2000). Por otra parte, debe existir una combinación adecuada entre diferentes factores, con el objetivo de lograr una sincronía entre la liberación del N a partir de los CC, y el periodo de floración y máxima absorción del cultivo de maíz (Wagger, 1989; Restovich *et al.*, 2012).

Se planteó como hipótesis que la inclusión de cultivos de cobertura aumenta la disponibilidad de nitrógeno para el cultivo sucesor, logrando un mayor rendimiento en maíz.

En base a lo expuesto, se planteó como objetivo evaluar la dinámica de nitrógeno en el perfil del suelo posterior a la utilización de cultivos de cobertura y durante el ciclo de un cultivo de maíz sobre un Ustipsamment de la región semiárida pampeana.

MATERIALES Y MÉTODOS

El sitio experimental se localizó en la Estación Experimental Agropecuaria INTA Anguil "Ing. Guillermo Covas", que corresponde a un ensayo de larga duración (6 años), donde se establecieron secuencias con CC y maíz para silo bajo siembra directa sobre un Ustipsamment típico, arenoso franco, con presencia de napa freática. Los tratamientos fueron T1: Centeno (C, *Secale cereale* var. Quehue), T2: Centeno fertilizado a la siembra con 60 kg N*ha^{-1} (C+N); T3: Vicia (V, *Vicia villosa*); T4: Centeno consociado con vicia (VC) y T5: Testigo (T, sin CC). El diseño experimental fue en bloques al azar con 4 repeticiones. La densidad de siembra de los CC fue de 200 pl*m^{-2} para la gramínea y de 40 pl*m^{-2} para la leguminosa, en la consociación (VC) la misma fue regulada en una proporción 40/60 de centeno y vicia respectivamente. El ciclo de los CC estuvo acotado al periodo de abril a octubre (secado químico). Como cultivo de verano se sembró maíz a mediados de diciembre con una densidad de 55000 pl*ha^{-1} a cosecha. Se fertilizaron todos los tratamientos con fósforo antes de la siembra (20 kg*ha^{-1}) para cubrir posibles deficiencias de este elemento.

Determinaciones:

En la campaña 2015-2016 se cuantificó la productividad aérea de los CC y del maíz. Para ello, al momento del secado del cultivo de cobertura (20/10/15) se tomó una muestra compuesta de la biomasa aérea (4 submuestras de 0.25 m^2 por parcela); para evaluar la biomasa aérea del cultivo de verano, se realizó un corte sobre el maíz al momento de madurez fisiológica tomando las plantas de 2 hileras de 3 m lineales por cada tratamiento. Las muestras se llevaron a estufa de 60^{o}C por 72 hs o hasta lograr su peso constante para determinar materia seca y luego fueron molidas para la determinación del contenido de nitrógeno en biomasa por combustión seca (LECO – TrueSpec® CN). Además, se determinó el contenido de humedad del suelo a la siembra del cultivo de maíz y al finalizar cada uno de los cultivos basado en el método gravimétrico (%), muestreando el perfil hasta 1 m de profundidad durante el barbecho y hasta 1.4 m

en el maíz. A partir de esta información se calcularon los usos consuntivos, eficiencia de uso del agua y eficiencia de barbecho. Para determinar el contenido de nitrógeno de nitratos en el perfil del suelo se realizaron muestreos periódicos hasta 2 m de profundidad en 5 estratos por parcela (0-20; 20-60; 60-100; 100-150; y 150-200 cm de profundidad), que luego se analizaron mediante el método del ácido cromotrópico en laboratorio.

Los resultados se analizaron estadísticamente con el software InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2016) y la comparación de medias se realizó mediante el Test LSD Fisher.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante el desarrollo del estudio las precipitaciones fueron mayores en un 48% respecto a la media anual histórica de 750 mm. Los CC recibieron 151 mm hasta terminar su ciclo, durante los 70 días transcurridos desde el momento de secado hasta la siembra del cultivo de maíz las precipitaciones fueron de 337 mm, mientras que durante el cultivo de maíz llovieron 565 mm, en su mayor parte durante el periodo de V6 (6 hojas verdaderas) a R1 (floración femenina) del maíz (295 mm).

Tabla 1. Biomasa aérea (BA, kg M* ha^{-1}), contenido de nitrógeno en biomasa (NBA, kg N*ha^{-1}) y eficiencia de barbecho (EB, %) en los diferentes tratamientos de cobertura. T: testigo; C: centeno; C+N: centeno fertilizado; V: vicia; VC: vicia con centeno. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para los CC ($p<0.05$).

Tratamiento	BA	NBA	EB
T	-	-	0 c
C	7440 a	125 b	7,8 a
C + N	8007 a	133 b	5,1 ab
V	3102 b	146 b	1,6 bc
VC	7707 a	193 a	6,8 a
p-valor	0.0021	0.0265	0.01

Al momento del secado de los CC los tratamientos que contenían centeno acumularon entre 4300 y 4900 kg MS*ha^{-1} más que el tratamiento con vicia sola (Tabla 1). A pesar de estas diferencias, la consociación de vicia con centeno presento en su biomasa aérea 193 kg N*ha^{-1} diferenciándose de los demás tratamientos con cobertura que promediaron los 134 kg N*ha^{-1}. Al respecto, puede deducirse que la diferencia de N en el perfil del suelo al momento de secado de los CC respecto al testigo (101 kg N*ha^{-1}) es consecuencia del uso del nutriente por parte de los mismos, que en promedio presentaron contenidos de 38 kg N*ha^{-1} en el perfil de suelo (Fig. 1A). Posiblemente la mayor cobertura sobre el suelo en los tratamientos con centeno explique la mayor eficiencia de barbecho en los mismos.

La Figura 1 muestra la dinámica del nitrógeno de nitratos en el perfil durante el barbecho, desde el secado de los CC hasta la siembra del maíz. Al inicio de este periodo el tratamiento testigo (sin CC) presenta mayores contenidos que resultan significativos a partir de los 20 cm de profundidad (Fig. 1A). Al cabo de los primeros 30 días de barbecho (Fig. 1B), asociado a la descomposición de los residuos de los CC, se observa un importante incremento en la disponibilidad de nitrógeno mineral sobresaliendo el tratamiento con vicia. La mayor tasa de descomposición inicial de la vicia combinada con altas precipitaciones (105 mm) entre los 30 y 50 días posteriores al secado muestra una acumulación importante de N (70 kg N*ha^{-1}) en el estrato de 100-150 cm de profundidad (Fig. 1C). Finalmente, al momento de la siembra del cultivo de maíz, todos los tratamientos presentaron similares contenidos de N en los primeros 20 cm de profundidad (20 kg N*ha^{-1}) (Fig. 1D). Sin embargo, el perfil de suelo proveniente de vicia presentó mayor contenido de N respecto al centeno fertilizado y testigo en los estratos de 20 a 150 cm de profundidad con una acumulación total de 162 kg N*ha^{-1} en el perfil del suelo. Estudios realizados sobre suelos de similar textura también mostraron, mediante evaluaciones con ^{15}N, que la vicia contribuye con importantes aportes de N pero la recuperación de N por parte del cultivo de maíz es baja y cercana al 15% (Seo *et al*., 2006).

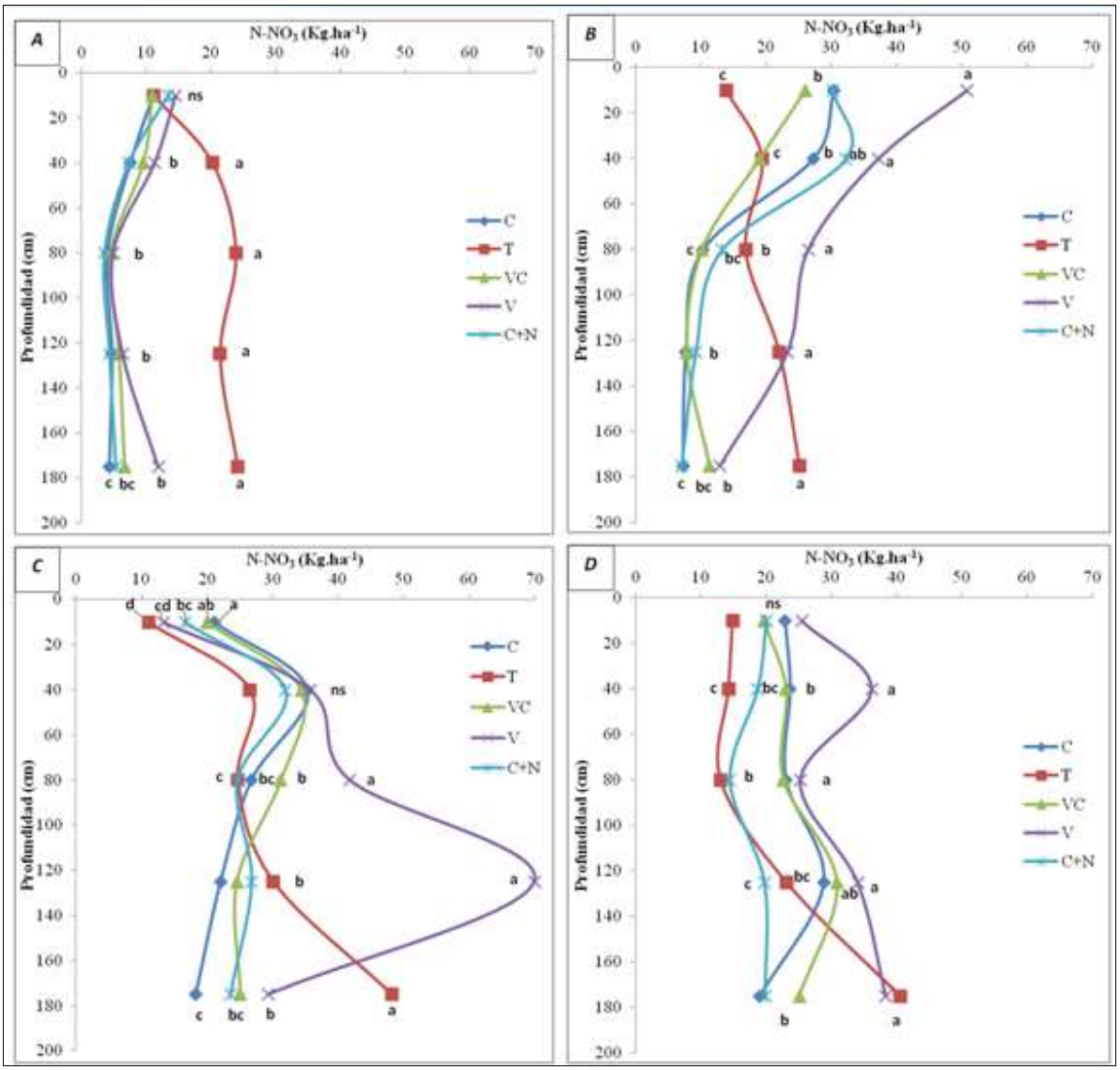


Figura 1. Distribución del contenido de N en el perfil del suelo desde el secado de los CC (A), a los 30 días (B); a los 50 días (C); a la siembra del maíz (D). Donde T: testigo (sin CC); C: centeno; C+N: centeno fertilizado; V: vicia; VC: vicia con centeno. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para una misma profundidad ($p<0.05$).

Aproximadamente a los 30 días de emergencia del maíz y coincidiendo con el estado fenológico de seis hojas verdaderas, se torna importante la extracción de N por parte del cultivo. La Figura 2A muestra que todos los tratamientos con coberturas presentaron en este estado fenológico mayor contenido de N disponible en el suelo (146 kg N*ha^{-1}) respecto del testigo (106 kg N*ha^{-1}). De acuerdo a los estudios conducidos por Dabney *et al.* (2001) estas diferencias estarían mostrando la captura de N que pueden realizar los CC reduciendo la perdida de nutriente por lixiviado, la cual puede reducirse entre un 20 y un 80% por la inclusión de los mismos. La alta demanda de este nutriente por el cultivo, desde V6 hasta floración dio lugar a una importante disminución en el N disponible en el perfil no registrándose diferencias entre tratamientos alcanzándose un mínimo al estado de madurez fisiológica (Fig. 2B y C).

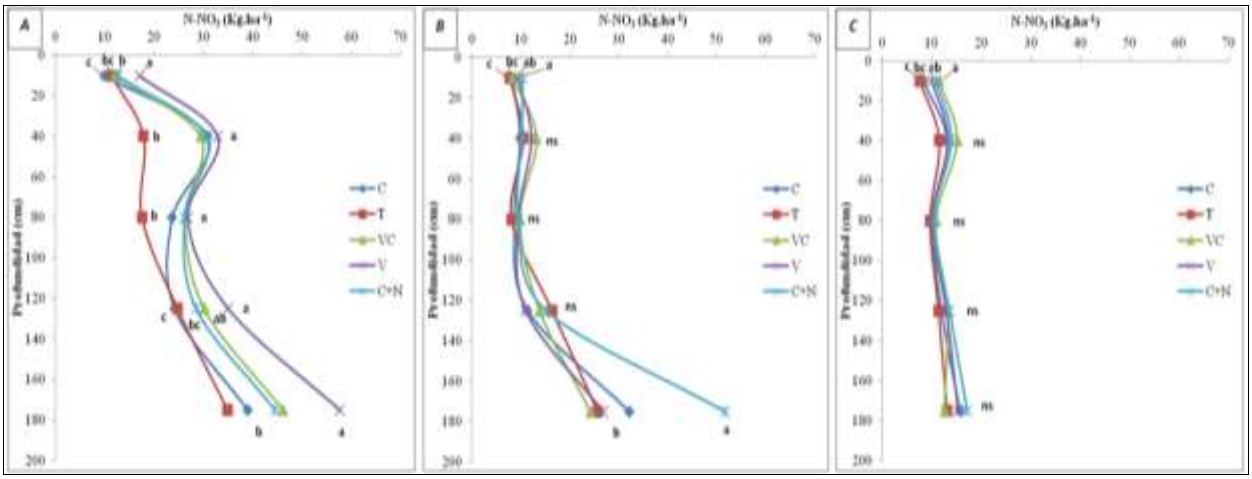


Figura 2. Distribución del contenido de N en el perfil del suelo durante el ciclo del cultivo de maíz: en estado V6 (A, 100 días desde el secado del CC), floración (B, 130 días) y madurez fisiológica (C, 180 días).Donde, T: testigo (sin CC); C: centeno; C+N: centeno fertilizado; V: vicia; VC: vicia con centeno. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos para una misma profundidad ($p<0.05$).

La producción de biomasa aerea de maíz destinada a silo varió entre 16252 y 21416 kg*ha^{-1} con diferencias significativas sobre el antecesor vicia que superó la biomasa correspondiente a los tratamientos centeno y testigo incrementándose además la eficiencia de uso del agua desde 29.6 kg*ha^{-1}*mm $^{-1}$ hasta 39.3 kg*ha^{-1}*mm $^{-1}$ (vicia) (Tabla 2). Sumado al efecto del antecesor vicia sobre la producción de biomasa también se comprobó influencias sobre la calidad de la misma que resultó significativamente superior en el contenido de N en el antecesor vicia (284 kg N*ha^{-1}), lo que representa un 68, 54 y 16% más que los tratamientos testigo, centeno y centeno fertilizado, respectivamente.

Tabla 2. Biomasa aérea (BA, kg MS*ha^{-1}), contenido de nitrógeno en biomasa (NBA, kg N*ha^{-1}), agua disponible (AD, mm) y eficiencia de uso del agua (EUA, kg MS*ha^{-1}.mm^{-1}) del cultivo de maíz en los diferentes tratamientos de cobertura. M-T: maíz sobre testigo; M-C: maíz sobre centeno; M-C+N: maíz sobre centeno fertilizado; M-V: maíz sobre vicia; M-VC: maíz sobre vicia con centeno. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos con el p-valor indicado en la tabla.

Tratamiento	BA	NBA	AD	EUA
M - T	16253 c	169 c	676	29,6 b
M - C	17624 bc	185 c	688	32,0 b
M - C + N	19052 abc	246 b	679	34,3 ab
M - V	21416 a	284 a	672	39,3 a
M - VC	19268 ab	256 ab	678	34,8 ab
p-valor	0.1	<0.05	ns	0.1

CONCLUSIONES

La inclusión de cultivos de cobertura mediante la captura del N proveniente de mineralización y/o fijación biológica y posterior aporte por descomposición de los residuos durante el periodo de barbecho contribuyó significativamente a la nutrición nitrogenada del cultivo sucesor incidiendo tanto sobre la producción como la calidad de la biomasa aérea destinada a silo.

BIBLIOGRAFÍA

- Andrade, FH & VO SADRAS. 2000. Efectos de la sequía sobre el crecimiento y rendimiento de los cultivos. En: Andrade, FH & VO Sadras (Eds.). Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja. INTA-EEA Balcarce, UNMdP-FCA. Balcarce, Buenos Aires, Argentina. pp. 173-205.

- Baigorria, T & C Cazorla. 2009. Evaluación de especies como cultivo de cobertura en sistemas agrícolas puros en siembra directa. En Actas Jornadas Nacionales "Sistemas Productivos Sustentables: Fósforo, Nitrógeno y Cultivos de Cobertura organizado por la Asociación Argentina de la ciencia del suelo. 9 y 10 de agosto de 2009, Bahía Blanca, Argentina.
- Clark, AJ; JJ Meisinger; MA Decker & RF Mulford. 2007a. Effects of a grass-selective herbicide in a vetch-rye cover crop system on nitrogen management. Agron. J. 99: 36–42. doi:10.2134/agronj2005.0361.
- Clark, AJ; JJ Meisinger; MA Decker & RF Mulford. 2007b. Effects of a grass-selective herbicide in a vetch-rye cover crop system on corn grain yield and soil moisture. Agron. J. 99: 43–48. doi:10.2134/agronj2005.0362.
- Colazo, JC & DE Buschiazzo. 2010. Soil dry aggregate stability and wind erodible fraction in a semiarid environment of Argentina. Geoderma 159(1): 228-236.
- Cook, JC; RS Gallagher; JP Kaye; J Lynch & B Bradley. 2010. Optimizing vetch nitrogen production and corn nitrogen accumulation under no-till management. Agron. J. 102(5): 1491-1499.
- Dabney, SM; JA Delgado & DW Reeves. 2001. Using winter cover crops to improve soil and water quality. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 32(1): 1221-1250.
- Della Maggiora, AI; JM Gardiol & AI Irigoyen. 2000. Requerimientos hídricos. En: Andrade, FH & VO Sadras (Eds.). Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja. INTA-EEA Balcarce, UNMdP-FCA. Balcarce, Buenos Aires, Argentina. pp. 155-171.
- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L González; M Tablada & CW Robledo. 2016. Grupo InfoStat. FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. http://www.infostat.com.ar.
- Echeverría, HE & H Sainz Rozas. 2005. Maíz. En: Echeverría, HE & FO García (Eds.). Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina. pp. 255-282.
- Frasier, I; A Quiroga & E Noellemeyer. 2016. Effect of different cover crops on C and N cycling in sorghum NT systems. Sci. Total Environ. 562(2): 628-639.
- Izaurralde, RC; WB McGill & NG Juma. 1992. Nitrogen fixation efficiency, interspecies N transfer, and root growth in barley–field pea intercrop on a Black Chernozemic soil. Biol. Fertil. Soils. 13(1): 11-16.
- Kramer, AW; TA Doane; WR Horwath & CV Kessel. 2002. Combining fertilizer and organic inputs to synchronize N supply in alternative cropping systems in California. Agr. Ecosyst. Environ. 91(1): 233-243.
- Ledgard, SF & KW Steele. 1992. Biological nitrogen fixation in mixed legume/grass pastures. Plant Soil 141(1): 137-153.
- Quiroga, AR & GA Studdert. 2015. Manejo del suelo e intensificación agrícola: agua y materia orgánica. En: Echeverría, HE & FO García (Eds.). Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. 2ª. ed. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina. pp. 73-100.
- Ranells, NN & MG Wagger. 1996. Nitrogen release from grass and legume cover crop monocultures and bicultures. Agron. J. 88(5): 777-782.
- Restovich, SB; AE Andriulo & SI Portela. 2012. Introduction of cover crops in a maize–soybean rotation of the Humid Pampas: Effect on nitrogen and water dynamics. Field Crops Res. 128(1): 62-70.
- Sainju, UM & BP Singh. 1997. Winter cover crops for sustainable agricultural systems. Influence on soil properties, water quality, and crop yields. Hort. Sci. 32(1): 21-28.
- Sainju, UM; WF Whitehead & BP Singh. 2005. Biculture legume-cereal cover crops for enhanced biomass yield and carbon and nitrogen. Agron. J. 97(5): 1403–1412.
- Seo, JH; JJ Meisinger & HJ Lee. 2006. Recovery of nitrogen-15-labeled hairy vetch and fertilizer applied to corn. Agron. J. 98: 245–254. doi:10.2134/agronj2005.0013.
- Studdert, GA & HE Echeverría. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamic. Soil Sci. Soc. Am. J. 64: 1496–1503.
- Thorup-Kristensen, K; J Magid & LS Jensen. 2003. Catch crops and green manures as biological tools in nitrogen management in temperate zones. Adv. Agron. 51: 227-302.
- Wagger, MG. 1989. Time of desiccation effects on plant composition and subsequent nitrogen release from several winter annual cover crops. Agron. J. 81(2): 236-241.
- Zimmerer, K & S Vanek. 2016. Toward the integrated framework analysis of linkages among agrobiodiversity, livelihood diversification, ecological systems, and sustainability amid global change. Land 5, 10. http://dx.doi.org/10.3390/land5020010.

C3P82. ¿EL RENDIMIENTO DE TRIGO Y MAIZ ES AFECTADO POR EL ENCALADO EN EL SUDESTE BONAERENSE?

Vacca, Santiago[1;2]; Sainz Rozas, Hernán[1;2]; Wyngaard, Nicolás[1;2]; Reussi Calvo, Nahuel[1;2; 3]; Ehyerabide, Mercedes[1;2]; Echeverría, Hernán[1] y Barbieri, Pablo[1;2].

Unidad Integrada INTA-FCA Balcarce [1], Ruta 226 km 73,5. Balcarce (BA); 02266-439100. CONICET [2]. FERTILAB[3]
sanvacca@gmail.com

RESUMEN

La acidez edáfica puede afectar el crecimiento de las plantas directa e indirectamente, incidiendo negativamente sobre la disponibilidad de nutrientes. La exportación de bases como el calcio (Ca) y el magnesio (Mg) en productos agrícolas sin su adecuada reposición es la principal causa de acidificación. Sumado a esto, el incremento en el uso de fertilizantes, así como la adopción de la siembra directa contribuyen a la acidificación superficial. De continuar la acidificación de los suelos, es posible que la acidez se vuelva un factor limitante de la productividad, por lo tanto se planteó como objetivo evaluar la respuesta de los cultivos (trigo y maíz) al agregado de cal en un ensayo de larga duración. Además, estudiar el efecto de la aplicación de cal sobre algunas propiedades químicas de los suelos. La experiencia se llevó a cabo durante cuatro campañas agrícolas en la EEA- INTA Balcarce (37° 45` S; 58° 18`W). Esta experiencia corresponde al cultivo de trigo (2003 - 2010) y al cultivo de maíz (2008 - 2011). Se evaluaron dos sistemas de labranza (LC y SD) asignados a las parcelas principales y combinación de nutrientes (NPS: nitrógeno + fósforo + azufre y NPS + Cal: $CaCO_3$) asignados a las subparcelas. Los rendimientos promedio para el cultivo de trigo fueron de 4830 y 5612 kg ha^{-1} (2003 y 2010, respectivamente), para maíz de 9023 y 6310 kg ha^{-1} (2008 y 2011, correspondientemente). La práctica de encalado produjo incrementos significativos en el pH del suelo en SD y LC (0,12 unidades en promedio). Sin embargo, los rendimientos de los cultivos de trigo y maíz no respondieron al agregado de Ca. Estos resultados estarían indicando que este nutriente no sería limitante para estas gramíneas aun con una rotación de 4 cultivos en 3 años.

Palabras clave: pH, calcio, nutrición.

INTRODUCCIÓN

Los suelos del sudeste bonaerense (SEB) pertenecen al grupo de los Molisoles y se caracterizan por presentar elevado contenido de materia orgánica (MO), bajo contenido de fósforo disponible y valores de pH moderadamente ácidos a sub-ácidos (5,5-6,4) (Echeverría & Ferrari, 1993). El pH es un indicador indirecto de la disponibilidad de nutrientes, del tipo y de la actividad de los microrganismos y plantas, del grado de estabilidad de los agregados, y del flujo y la conservación de agua en el suelo (Brady & Weill, 1999).

La acidificación del suelo lleva asociada cambios en varios procesos químicos. A medida que un suelo se acidifica, los sitios de intercambio liberan cationes entre ellos el calcio (Ca) y el magnesio (Mg), los cuales quedan sujetos a ser absorbidos por las plantas o a procesos de pérdida. La generación de acidez responde tanto a causas naturales como antrópicas. El lavado de bases es el proceso natural de mayor incidencia. Entre las causas antrópicas, pueden mencionarse como las más importantes la exportación de bases a través de la producción agrícola-pecuaria y el empleo de fertilizantes de alto índice de acidez, principalmente los nitrogenados (Vázquez & Pagani, 2014).

Por otra parte, la adopción de la siembra directa (SD) puede contribuir aún más a la acidificación superficial de los suelos, debido a la estratificación de la MO en la capa superficial (Domínguez *et al.*, 2009) y a que los fertilizantes no se incorporan al suelo. Diversos autores han informado sobre la mayor acidificación del suelo en sistemas bajo SD respecto de labranza convencional (LC) en estudios de larga duración (Wicks *et al*. 1988; Franzluebbers *et al.* 1996; Crozier *et al*. 1999). En un experimento de larga duración realizado en SD sobre un Argiudol típico de Balcarce, Divito *et al.* (2011) determinaron valores de pH de 5,8, 5,5 y 5,3 en los 0-5 cm para dosis de 0, 70 y 140 kg N ha^{-1} aplicados a trigo y maíz.

Por lo mencionado, la intensificación de la producción agrícola y el uso de prácticas de manejo tradicionales como la fertilización sumado a la SD han provocado cambios en las propiedades químicas prístinas de los suelos (Echeverría & Ferrari, 1993). Algunos de estos cambios son producidos en el corto plazo y pueden observarse en un solo ciclo de cultivo, mientras que otros (como el descenso del pH y el contenido de bases) requieren años o incluso décadas para poder ser determinados, lo que hace imprescindible el uso de ensayos de larga duración para poder cuantificar su magnitud. Para suelos de la región pampeana (RP), en un relevamiento realizado en 2005/06 en suelos agrícolas, se

informó que el 25% de las muestras (0-20 cm) mostraron valores de pH inferiores a 5,9, aunque en muy pocos casos estuvieron por debajo de 5,5 (Sainz Rozas *et al*., 2011). Este es considerado el valor umbral a partir del cual puede comenzar a liberarse Al desde los minerales del suelo (Havlin *et al.,* 2005). No obstante, estos valores son inferiores a los informados por Sainz Rozas (2013) para suelos prístinos de dichas provincias (6,5 a 7,4), lo que indica que el proceso de acidificación está tomando relevancia en la región. Para los suelos agrícolas mencionados, los valores de Ca intercambiable en general son medios o altos. Sin embargo, se han informado contenidos bajos de Ca intercambiable (< 1000 $mg*kg^{-1}$) en el oeste de la Provincia de Buenos Aires y sur de Córdoba (Sainz Rozas, *et al.,* 2013). Sumado a esto se ha registrado un descenso promedio de Ca intercambiable cercano al 15% respecto a los suelos prístinos (Sainz Rozas, 2013).

El trigo y el maíz, son las gramíneas de invierno y verano que ocupan la mayor superficie en el SEB y el uso de fertilizantes nitrogenados es una práctica de manejo frecuente en estos cultivos, siendo las dosis a aplicar dependientes de la disponibilidad de N en el suelo, variedad, rendimiento objetivo, etc. (García et al., 2014). En consecuencia, la aplicación continua de fertilizantes nitrogenados junto con la falta de reposición de bases podría elevar los niveles de acidez de los suelos y afectar la productividad de los cultivos en dicha la región.

Tradicionalmente para la corrección de la acidez se han usado enmiendas tales como la calcita (CO_3Ca), dolomita [$(CO_3)_2CaMg$], cal viva o apagada entre otras. La aplicación de estos productos da origen a la práctica denominada encalado. El encalado tiene varios efectos sobre el suelo, la cal reacciona directamente con el agua, formándose OH^-, Ca y Mg en diferentes proporciones según el material empleado. El Ca y Mg desplazan al Al^{+3} e H^+ del complejo de intercambio, aumentando como consecuencia el porcentaje de saturación de bases. El Al^{+3} en solución precipita como $Al(OH)_3$ (Gibsita) y los H^+ se combinan con los OH^-. Esto además de aumentar el pH disminuye el nivel de Al^{+3}, que es tóxico para las plantas (Brady & Weill, 1999).

En la RP, la mayoría de las aplicaciones de cal se orientan a incrementar la producción de alfalfa y otras leguminosas como la soja, que pueden requerir un pH mayor a 6 - 6.5 para su óptimo crecimiento (Gambaudo, 1998; Vivas & Fontanetto, 2003; Vázquez *et al*. 2012). Las gramíneas por su parte toleran un rango más amplio de pH y su crecimiento y desarrollo es afectado a valores de pH por debajo de 5,5 (Presiado Patiño, 1998). No obstante, en algunos trabajos realizados en el norte de la RP se ha informado respuesta de trigo y maíz al agregado de bajas dosis de Ca (Fontanetto & Gambaudo, 2012; Vázquez & Pagani, 2014). Sin embargo, en suelos del SEB con pH moderadamente ácido (5,7), Barbieri *et al*. (2015) informaron que el trigo no respondió al encalado en un ensayo de larga duración. Esto plantea la necesidad de seguir investigando la respuesta al encalado en gramíneas bajo SD y LC.

En función de los antecedentes, el objetivo del trabajo fue estudiar el efecto de la aplicación de cal sobre el rendimiento de trigo y maíz y algunas propiedades químicas de los suelos.

MATERIALES Y MÉTODOS

La experiencia se llevó a cabo durante cuatro campañas agrícolas en la EEA- INTA Balcarce (37° 45` S; 58° 18`W) sobre un ensayo de larga duración iniciado en 2001. El suelo del sitio experimental es un complejo Argiudol típico fino, mixto, térmico y Paleudol petrocálcico, fino, ilítico, térmico, de textura superficial franca y contenido de MO al inicio del ensayo de 5,3 %. La rotación en estudio incluye cuatro cultivos en tres años (maíz-soja de primera-trigo/soja de segunda) y se la puede considerar como representativa de la zona. Esta experiencia corresponde al cultivo de trigo (año 2003 y 2010) y al cultivo de maíz (año 2008 y 2011).

Se utilizó un diseño experimental en bloques completos aleatorizados con arreglo de parcelas divididas en franjas con tres repeticiones. Se evaluaron dos sistemas de labranza (LC y SD) asignados a las parcelas principales y tres tratamientos de enmienda (Testigo (Test), NPS y NPS + Cal) asignados a las subparcelas. Las dosis de nutrientes fueron 100 kg ha^{-1} N, 30 kg ha^{-1} P y 15 kg ha^{-1} S en trigo. Para maíz, las dosis fueron 150 kg ha^{-1} N, 30 kg ha^{-1} P y 15 kg ha^{-1} S. Los fertilizantes fueron aplicados a la siembra, al voleo en cobertura total, bajo la forma de urea granulada (46-0-0), fosfato monoamónico (11-52-0) y sulfato de amonio (21-0-0-24 S). La dosis de CO_3Ca fue de 500 kg ha^{-1} (24% Ca) y la misma fue aplicada cada año en presiembra al voleo en cobertura total. Las malezas e insectos fueron debidamente controladas y, por lo tanto, no limitaron el crecimiento de ambos cultivos.

Los cultivos se llevaron a cabo en condiciones de secano. Para la caracterización climática de cada estación de crecimiento se utilizaron registros de las precipitaciones y ETP (evapotranspiración potencial) medidas por la Estación meteorológica de la EEA INTA Balcarce.

Al momento de la siembra se realizaron muestreos en las profundidades (0-20; 20-40 y 40-60 cm). Se determinó en los todos los tratamientos el contenido de MO (Walkey y Black, 1934), pH, P disponible, Ca por espectrofotometría de absorción atómica (EAA 6200, Shimadzu), CIC (Thomas, 1982), % saturación con Ca (0-20 cm) y $N\text{-}NO_3$- y $S\text{-}SO_4$= en el perfil (0-60 cm). La concentración de $N\text{-}NO_3$- se determinó por colorimetría (Keeney &Nelson,

1982) luego de la extracción del suelo con KCl. El S-SO_4= se extrajo con $Ca(H_2PO4)_2$ y se cuantifico por turbidimetría (Johnson,1987). El P extractable se determinó por el método Bray & Kurtz (1945).

En madurez fisiológica, se determinó el rendimiento mediante la cosecha de cada unidad experimental, con una cosechadora experimental. El rendimiento ajustado a 14% de humedad se obtuvo a través del peso de los granos del área cosechada y el contenido de humedad de los mismos. El análisis de los resultados se llevó a cabo utilizando el procedimiento GLM incluido en las rutinas del programa Statical Analysis System (SAS Institute 1996). Cuando las diferencias entre tratamientos fueron significativas se empleó el Test de MDS, con un nivel de probabilidad de 0,05 (SAS Institute 1996).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En las dos campañas de trigo (2003-2010) y en la primera campaña de maíz (2008) no se presentaron deficiencias hídricas ya que las lluvias superaron la demanda de los cultivos. Para el cultivo de maíz, en la campaña 2011, se determinaron deficiencias hídricas durante los meses de diciembre, enero y febrero, estimadas mediante el método del balance de agua (Della Magiora, 2013). Dicho estrés ocurrió alrededor del periodo crítico y se extendió durante el periodo de llenado de grano, por lo cual pudo haber condicionado el rendimiento de cultivo y la respuesta a la aplicación de cal (Figura 1).

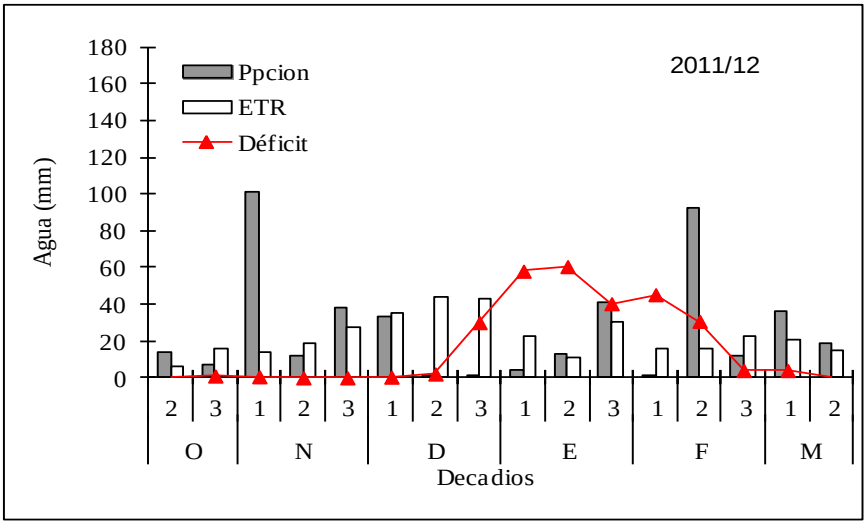


Figura 1: Balance hídrico del cultivo de maíz para la estación de crecimiento 2011/12. ETR: evapotranspiración de referencia, Ppion: precipitación.

En las cuatro campañas y para las diferentes variables, no se determinó interacción entre los factores de tratamiento, por lo tanto se analizaron los efectos principales, esto es, sistema de labranza (SD y LC) y aplicación o no de Cal. Los valores de pH se encuentran dentro del rango reportado como adecuado para el crecimiento de los cultivos (Mc Lean, 1982). En los cuatro años, el pH no fue afectada por el sistema de labranza (Tabla 1). Independientemente del sistema de labranza, el pH del suelo fue inferior en el tratamiento NPS respecto del testigo (Tabla 1). Esto se explica, por la acidez que generan los fertilizantes nitrogenados. La aplicación de Cal incrementó significativamente el pH del suelo respecto del tratamiento NPS, siendo dicho incremento en promedio de 0,15 (2,5%) y 0,10 unidades (1,7%) para el cultivo de trigo y maíz, respectivamente. Similares resultados fueron informados por Carreira & Ostinelly (1998) para suelos del norte de la provincia de Buenos Aires. Sin embargo, Vázquez *et al.* (2009) no reportaron incrementos en el pH luego de dos años de aplicación de diferentes dosis de conchilla y dolomita. Por otra parte, el contenido de Ca intercambiable y el porcentaje de saturación con Ca, no fueron afectados por el sistema de labranza ni por el agregado de cal. El contenido de Ca intercambiable fue, en promedio, de 11,2 y 10,8 cmol kg^{-1} para el tratamiento NPS+Cal y NPS, respectivamente (Tabla 1).

Tabla 1: Contenido de Ca intercambiable (cmol kg^{-1}), % de saturación con Ca y pH de los primeros 20 cm de profundidad a la siembra de cada cultivo para las distintas campañas. Labranza (L): SD y LC, Tratamientos (T): combinación de nutrientes.

Cultivo	TRIGO						MAIZ					
Año	2003			2010			2008			2011		
Variable	pH	Ca	% CIC	pH	Ca	% CIC	pH	Ca	% CIC	pH	Ca	% CIC
SD	5,9 a	10,4	49,4	6,2 a	11,3	47,6	6,1 a	10,7	44,8	6,0 a	10,7	41,7
LC	6,0 a	11,9	52,2	6,2 a	10,9	47,7	6,1 a	11,7	44,3	6,1 a	10,9	41,0
Test	6,0 a	10,7	50,6	6,2 a	11,4	48,6	6,1 a	11,6	44,7	6,1 a	11,3	42,5
NPS	5,8 b	10,9	50,4	6,0 b	11,2	48,1	5,9 b	10,7	44,5	6,0 b	10,4	39,1
NPS + Cal	6,0 a	11,8	51,3	6,3 a	10,8	46,3	6,2 a	11,4	44,5	6,2 a	10,8	43,6
ANOVA												
Labranza	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Tratamientos	*	ns	ns	*	ns	ns	*	ns	ns	*	ns	ns
LxT	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns

*: diferencia significativa al 5%.

Para las cuatro campañas y en los dos cultivos, no hubo efecto del sistema de labranza ni del agregado de cal sobre el rendimiento (Figuras 2 y 3). La falta de respuesta al encalado coincide con lo reportado por otros autores (Caires *et al*., 2002; Liu *et al*., 2004; Tissi *et al*., 2004; Lollato *et al*., 2013; Barbieri *et al*., 2015). Solo se determinó respuesta al agregado de NPS, indicando que el Ca no sería un nutriente que limite el rendimiento de las gramíneas. Si bien no se dispone de información acerca de un umbral de saturación con Ca para los cultivos de trigo y maíz, en esta experiencia el % de saturación con Ca fue similar o superior al informado como óptimo (47 al 52%) para soja por Barbieri *et al*. (2015) en el SEB. A su vez, los valores de Ca intercambiable fueron ligeramente inferiores al umbral crítico en suelo de 12,4 cmol*kg^{-1} calculado para esta leguminosa. No obstante, se debería tener en cuenta que los requerimientos de la soja exceden en gran medida a los de trigo y maíz (61%), por lo cual los umbrales podrían ser diferentes entre especies. Los valores de Ca intercambiable determinados en esta experiencia son representativos de la región (10 – 20 cmol*kg^{-1}), por lo que estos resultados indicarían que el contenido de Ca en el suelo no limitaría el rendimiento de trigo y maíz, aun en un sistema intensivo con 4 cultivos en 3 años.

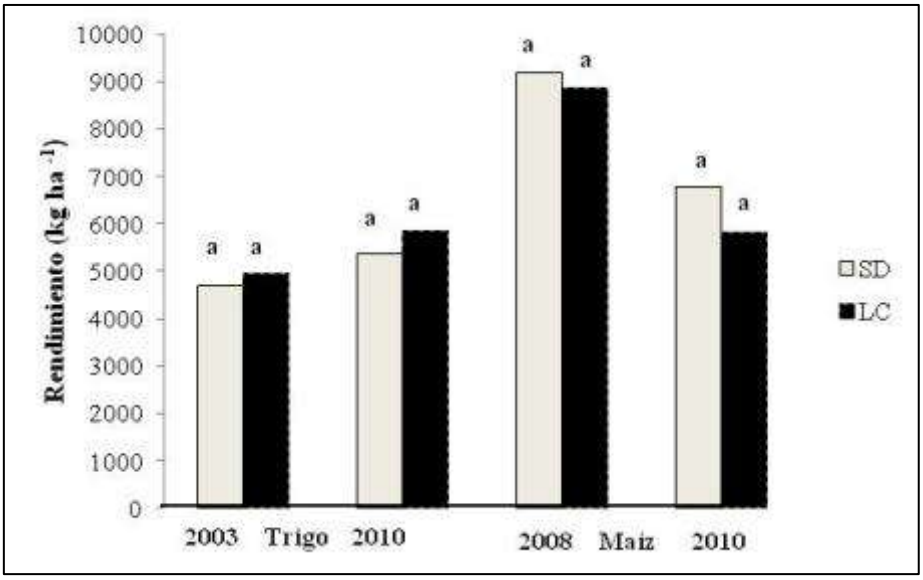


Figura 2: Rendimiento del cultivo de trigo (Izquierda) y de maíz (Derecha) en función del sistema de labranza. Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos para cada campaña.

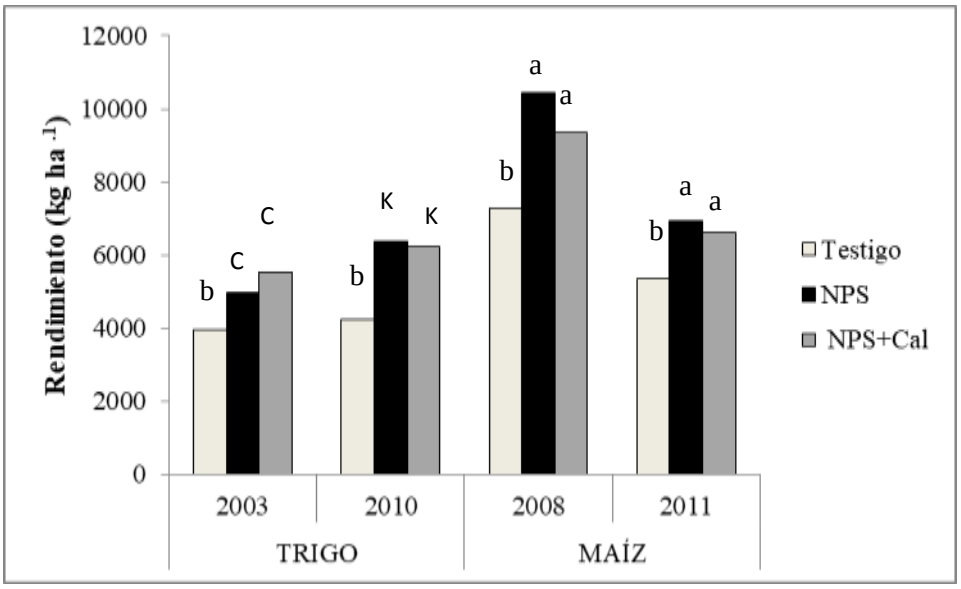


Figura 3: Rendimiento del cultivo de maíz en función de la aplicación de Cal para las cuatro estaciones de crecimiento. Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos para cada campaña.

CONCLUSIONES

La práctica de encalado produjo incrementos significativos en el pH del suelo en SD y LC. Sin embargo, los rendimientos de los cultivos de trigo y maíz no fueron afectados por el encalado. Estos resultados estarían indicando que el pH fue óptimo para el desarrollo de ambos cultivos y que el Ca no sería limitante para estas gramíneas aun con una rotación de 4 cultivos en 3 años.

BIBLIOGRAFÍA

- Barbieri, PA; H Sainz Rozas & H Echeverría. 2015. Soybean and wheat response to lime in no-till Argentinean mollisols. Soil & Tillage Research 152: 29-38.
- Brady & Weill. 1999. The nature and properties of soil. 12th edition. Prentice. US. Pag 881.
- Bray, RH & LT Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. Soil Sci. 59:39-45.
- Caires, EF.; IC Feldhaus; G Barth & FJ Garbuio (2002). Lime and gypsum application on the wheat crop. Scientia Agricola, 59(2), 357-364.
- Carreira, DA & MM Ostinelli, 1998. Encalado de Argiudoles de la pampa húmeda. I. Efecto sobre la fracción orgánica. In Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 16. 1998 05 4-7, 4-7 mayo 1998. Córdoba. Argentina.
- Crozier, CR; GC Naderman; MR Tucker, & RE Sugg. 1999. Nutrient and pH stratification with conventional and no- till management. Commun. Soil Sci. Plan. 30:65-74.
- Della Maggiora, AI; AI Irigoyen; JM Gardiol; O Caviglia; L Echarte. 2003. Evaluation of a soil water model for the corn crop. Rev. Agric. Agrometeor. 2: 167-176.
- Divito, GA; HR Sainz Rozas; HE Echeverría; GA Studdert, & N Wyngaard. 2011. Long term nitrogen fertilization: Soil property changes in an Argentinean Pampas soil under no-tillage. Soil & Tillage Research. 114: 117-126.
- Domínguez, G; N Diovisalvi; GA Studdert & MG Monterubbianesi. 2009. Soil organic C and N fractions under continuous cropping with contrasting tillage systems on mollisols of the southeastern pampas. Soil Tillage Res. 102, 93-100.
- Echeverría, HE & J Ferrari. 1993. Relevamiento de algunas características de los suelos agrícolas del sudeste bonaerense. Estación Experimental Agropecuaria INTA Balcarce. Boletín Técnico Nº 112. 18 p.
- Fontanetto, H; S Gambaudo; J Albrecht & M Sillón. 2012. Fertilización con calcio en soja en la región central de Santa Fe. Actas 210 Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo y 230Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Actas en CD.

- Franzluebbers, AJ & FM Hons. 1996. Soil-profile distribution of primary and secondary plant-available nutrients under conventional and no-tillage. Soil Tillage Res. 3, 135–146.
- Gambaudo, S. 1998. Encalado de suelos ácidos. Fertilizar. 1998. Número especial: pasturas. Pergamino. Pág. 15.
- García, FO & NI Reussi Calvo. 2014. Trigo. Cap. 14: 401-434. En: Fertilidad de los suelos y Fertilización de Cultivos. H. Echeverría y F. García (eds). Balcarce: Ediciones INTA. 904p.
- Havlin, JL; JD Beaton; SL Tisdale, & WL Nelson. 2005. Soil acidity and alkalinity. In: J.L. Havlin et al., editors, Soil fertility and fertilizers. 7th ed. Prentice Hall, Englewood Cliff s, NJ. p. 45–96
- Johnson, GV. 1987. Sulfate: Sampling testing, and calibration. In: Brown, J.R. (ed.) Soil testing: Sampling correlation, calibration and interpretation. SSSA Special Publication 21. Madison, Wisconsin, EEUU. pp. 89–96.
- Liu, DL; KR Helyar.; MK Conyers, R Fisher & GJ Poile. 2004. Response of wheat, triticale and barley to lime application in semi-arid soils. Field Crops Research, 90(2), 287-301.
- Lollato, RP; JT, Edwards & H Zhang. (2013). Effect of alternative soil acidity amelioration strategies on soil pH distribution and wheat agronomic response. *Soil Science Society of America Journal*, *77*(5), 1831-1841.
- McLean, EO. (1982). Soil pH and lime requirement. Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties, (methodsofsoilan2), 199-224.
- Presiado Patiño, J. 1998. El encalado en los cultivos. Forrajes y Granos. Journal Nº 28. Buenos Aires. Pág. 21.
- Sainz Rozas, HR, M Eyherabide; HE Echeverría; PA Barbieri; HP Angelini & GE Larrea. 2013. ¿Cuál es el estado de la fertilidad de los suelos argentinos? In: García F.O., Correndo, A.A (Eds.), Simposio Fertilidad 2013. Nutrición de cultivos para la intensificación productiva sustentable. International Plant Nutrition Institute, Rosario pcia. De Santa Fe, pp. 62-72.
- Sainz Rozas, HR; HE Echeverría & HP Angelini. 2011. Niveles de carbono orgánico y ph en suelos agrícolas de las regiones Pampeana y Extrapampeana Argentina. Ciencia del Suelo 29(1): 29-37
- SAS Institute, 2008. SAS/STAT user´s guide, Version 9.2. SAS Institute, Cary.
- Thomas, GW. 1982. Exchangeable cations. p. 159-165. In A. L. Page et al. (ed.). Methods of soil analysis. Part 2. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, Wis.
- Tisdale S, W Nelson & J Beaton. 1985. Soil Fertility and Fertilizers. 4ta edicion. USA.
- Tissi, JA; EF Caires & V Pauletti. 2004. Efeitos da calagem em semedura direta de milho. *Bragantia*, *63*(3), 405-413.
- Vázquez, M, A Terminielo; A Casciani; G Millán; P Gelati; J García Díaz; J Kostiria & M García. 2012. Evaluación del efecto de enmiendas básicas sobre la producción de alfalfa (Medicago Sativa) y propiedades edáficas en ámbitos templados argentinos. Cienc. Suelo. 28, 141-154.
- Vázquez, M; A Terminiello; A Duhour, M García, & F Guilino. 2009. Efecto de correctores de acidez sobre las propiedades físicas de un Argiudol típico de la pradera pampeana. Revista de la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo 27 (1):67-76.
- Vivas, H & H Fontanetto. 2003. Fósforo, azufre y calcio en la producción de soja en el departamento San Justo. 2002/2003. INTA, EEA Rafaela. Información Técnica de Cultivos de Verano. Campaña 2003. Publicación Miscelánea N°100, N°15, 5p.
- Walkey, A & TA Black. 1934. An examination of the Degtjareff methods for determining of soil organic matter, and e proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37:29-38.
- Wicks, GA; DE Smika, & GW Hergert. 1988. Long-term effects of no-tillage in a winter wheat (Triticum aestivum)–sorghum (Sorghum bicolor)–fallow rotation. Weed Sci. 36:384–393.

C3P83. UMBRALES DE NITRÓGENO EN SUELO PARA RENDIMIENTO Y PROTEÍNA EN GIRASOL

Vacca, Santiago[1,2*]; Diovisalvi, Natalia[3]; Divito, Guillermo[4]; Reussi Calvo, Nahuel[1, 2, 3] y Echeverría, Hernán[1].
[1]Unidad Integrada INTA-FCA Balcarce Ruta 226 km 73,5 Balcarce (BA); 02266-439100, [2] CONICET; [3] FERTILAB; [4]AAPRESID.
*** Autor de contacto: sanvacca@gmail.com.**

RESUMEN

El análisis de muestras de suelo es la alternativa más difundida para el diagnóstico de la disponibilidad de nitrógeno (N) en cultivos extensivos. En general, comprende la determinación del contenido de N-nitrato ($N\text{-}NO_3^-$) en el estrato 0-40 o 0-60 cm previo a la siembra. Sin embargo, en regiones como el sudeste bonaerense (SEB), los umbrales de N en suelo no han sido actualizados en función de los avances en la genética de los híbridos de girasol. Sumado a esto no hay registros de estudios en los que se evalúe el efecto del N sobre la proteína en grano (P_G). Para girasol creciendo en el SEB se planteó: 1) evaluar la capacidad predictiva de $N\text{-}NO_3^-$ en el suelo previo a la siembra del cultivo y 2) determinar la disponibilidad de N requerida por el cultivo para maximizar proteína en grano (P_G). Se realizaron 7 experimentos en lotes de producción del SEB. Se evaluaron 6 dosis de N (0, 30, 60, 90, 120 y 150 kg $N*ha^{-1}$), aplicadas al voleo al momento de la emergencia. El rendimiento promedio fue de 3535 $kg*ha^{-1}$, siendo la respuesta promedio en rendimiento de 600 $kg*ha^{-1}$. El porcentaje de proteína promedio fue 14,7%. El umbral crítico para que no se registren mermas en el rendimiento fue de 144 $kg*ha^{-1}$ de N disponible (suelo + fertilizante) y el requerimiento de N (suelo + fertilizante) crítico fue de 42 kg $N*Mg^{-1}$ de grano. Para maximizar la P_G, fue suficiente con incrementar en 30 kg de $N*ha^{-1}$ y 14 kg de $N*Mg^{-1}$ dichos umbrales, respectivamente. Esta información permitiría maximizar no sólo el rendimiento sino también P_G y, por ende, la calidad de los subproductos.

Palabras claves: nitrógeno, diagnóstico, nutrición.

INTRODUCCIÓN

El girasol (*Helianthus annus* L.) presenta varias características agronómicas que lo convierten en una alternativa de interés, fundamentalmente en planteos productivos donde es factible el logro de rendimientos elevados. Entre ellas, posee buena capacidad de exploración del perfil del suelo para absorber agua y tolera mayores deficiencias hídricas respecto al maíz y la soja (Andrade *et al*., 2002). Además, la inclusión del cultivo en la rotación permite diversificar la ocurrencia de períodos críticos para la definición del rendimiento (Andrade *et al*., 2002).

El nitrógeno (N) es el nutriente que en mayor medida limita la producción del cultivo, a partir de su rol en la regulación del establecimiento del área foliar y la mantención de la misma postfloración (Trápani *et al.*, 2008). Ambos procesos son fundamentales para la captación de la radiación incidente y, por ende, para la generación de rendimiento y acumulación de materia grasa (MG) y proteína (P_G) en grano (Alberio *et al*., 2015). Si bien la MG determina el rendimiento industrial de los granos, y define el precio que recibe el productor, la P_G es clave para los subproductos o pellets de girasol (Dauguet *et al*., 2016). Se ha observado que diferencias en 1-2% de P_G podrían representar diferencias de hasta 5% en la concentración proteica de los subproductos (Merrien *et al*., 1988).

La deficiencia de N se manifiesta como clorosis de las hojas, principalmente en las inferiores. En promedio, el cultivo necesita absorber entre 40-45 kg de N para producir un Mg de grano (Ciampitti & García, 2007) y la máxima tasa de absorción se produce entre los 25 y 70 días después de la emergencia del cultivo, previo al estadio de floración (Steer & Hocking, 1983). Por otra parte, un exceso en la provisión de N puede tener efectos indeseables sobre el cultivo, como una mayor susceptibilidad al ataque de patógenos biotróficos (Seassau *et al.*, 2010) o disminuciones en la concentración de MG de los granos (Sosa *et al.*, 1999).

En la actualidad, el análisis de muestras de suelo es la alternativa más difundida para el diagnóstico de la disponibilidad de N. Comprende la determinación del contenido de N-nitrato ($N\text{-}NO_3^-$) en el estrato 0-40 o 0-60 cm previo a la siembra del cultivo (Díaz-Zorita, 2014; Diovisalvi *et al*., 2016). Para la zona centro-sur bonaerense, Zamora & Massigoge (2008) informaron que es necesaria una disponibilidad de 130 $kg\ N*ha^{-1}$ para obtener la dosis óptima de producción (DOP) en girasol. Valores superiores fueron informados para el sudeste bonaerense (SEB) (150 $kg\ N*ha^{-1}$) y oeste bonaerense (164 $kg\ N*ha^{-1}$) por Ruffo *et al*. (2003) y *et al*. (2002), respectivamente. Zamora & Massigoge (2008) obtuvieron respuestas de aproximadamente 500 $kg*ha^{-1}$ con aplicaciones de 90 $kg\ N*ha^{-1}$ en sitios con alrededor de 50 $kg*\ ha^{-1}$ de N disponible en los primeros 60 cm del suelo. Sin embargo, en regiones húmedas como el SEB, los umbrales no han sido actualizados en función de los avances en genética que presentan los híbridos modernos de girasol, los cuales día a día aumentan las brechas de rendimiento (obtenido/alcanzable) (Hall *et al*. 2013). Por lo mencionado, para la condiciones del SEB la obtención de umbrales donde se relacionen el rendimiento del cultivo con la disponibilidad de N

del suelo en presiembra, sería de gran utilidad para lograr un adecuado manejo de la fertilización nitrogenada. Sumado a esto, si bien se conoce que factores genéticos y ambientales afectan la P_G (Dauguet *et al*., 2016), la disponibilidad de N cumple un papel fundamental sobre la misma (Andrianasolo *et al*., 2016). No obstante, en la actualidad no hay registros de estudios en los que se evalúe el efecto del N sobre la P_G.

El objetivo del presente trabajo fue: 1) evaluar la capacidad predictiva de la disponibilidad de $N\text{-}NO_3^-$ en el suelo previo a la siembra del cultivo y 2) determinar la disponibilidad de N (suelo+fertilizante) requerida por el cultivo para maximizar la P_G.

MATERIALES Y MÉTODOS

Durante la campaña 2014-2015 se realizaron 7 experimentos en el SEB. Los suelos predominantes fueron Argiudoles petrocálcicos y típicos. Se utilizaron híbridos de tipo Alto Oleico y Convencionales, de alto potencial de rendimiento y alto porcentaje de MG en granos. Se emplearon las mejores prácticas de manejo del cultivo (fecha y densidad de siembra, control de malezas y enfermedades, etc.), tendientes a maximizar los rendimientos. En cada sitio experimental se evaluaron 6 dosis de N (0, 30, 60, 90,120 y 150 kg $N*ha^{-1}$), aplicadas al voleo en forma de urea (46-0-0) a la siembra del cultivo. El diseño del experimento fue en bloques completos aleatorizados con 3 repeticiones. Cada unidad experimental fue de 10 surcos de ancho por 12 m de largo. Se aplicó fósforo y azufre para que no limitaran el rendimiento a razón de 20 y 10 kg$*ha^{-1}$, respectivamente.

Los sitios se agruparon por ubicación geográfica y características edafoclimáticas en dos sub zonas: Gral. Madariaga y Miramar-Necochea. En cada una se realizó el balance de agua, adaptando para girasol el modelo de Della Maggiora *et al.* (2003). Previo a la implantación del cultivo se tomaron muestras de suelo en los estratos 0-20, 20-40 y 40-60 cm. Se realizó la determinación de materia orgánica (Walkley & Black, 1934), pH (1:2,5), P-Bray, N incubado en anaerobiosis (Keeney, 1982) y textura (Bouyoucos, 1962) en superficie (0-20 cm) y, $N\text{-}NO_3^-$ (Kenney, 1982) en todo el perfil.

En madurez fisiológica (R_9, Schneiter & Miller, 1981) se cosecharon los capítulos en 10 m lineales de los 3 surcos centrales de cada parcela y se desgranaron empleando una trilladora estacionaria. Se determinó el contenido de humedad y el rendimiento en grano el cual se expresó al 11%. El rendimiento relativo (RR) se estableció como el cociente entre el rendimiento de cada tratamiento respecto al rendimiento de la dosis máxima. Para determinación de la P_G primero se cuantificó el N en grano por el método de Dumas (Jung *et al*., 2003) y luego se convirtió dicho valor a P_G utilizando el factor 5,3 (Jones, 1941).

Se realizó el ANOVA utilizando el procedimiento PROC MIXED en R Core Team (2014) para evaluar los efectos del sitio y dosis de N sobre rendimiento y P_G. Este modelo considera sitios y tratamientos como efectos fijos. Se determinaron diferencias significativas al 5% usando la prueba de diferencia mínima significativa. La relación entre el RR o P_G con la disponibilidad de N (suelo+fertilizante) ó requerimiento de N (suelo+fertilizante) Mg^{-1} fue descripta mediante el empleo de modelos cuadrático "plateau":

$y = a\,x + b\mathrm{x}^2 + c$ if x < UC

$y = P$ if x > UC

donde y es el RR o P_G, x es el nivel de N disponible (suelo +fertilizante) (kg $N*ha^{-1}$) o requerimiento de N (suelo +fertilizante) (kg $N*ha^{-1}$) Mg^{-1}, c es la ordenada al origen, a es la pendiente, b es el coeficiente cuadrático, UC es el umbral crítico de disponibilidad de N para alcanzar el máximo RR o P_G según corresponda y P es el RR o P_G en el "plateau". Cabe señalar que se determinó un punto "outlier", que se excluyó del análisis dado que el mismo provenía de un sitio con bajos stand de plantas. Además, se realizaron análisis de regresiones lineales simples, empleando el procedimiento lm ("lineal model").

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las condiciones climáticas en todos los sitios permitieron un normal crecimiento y desarrollo del cultivo. Las precipitaciones durante el ciclo del cultivo resultaron similares al promedio histórico de la zona (450-500 mm, aproximadamente). Sin embargo, durante los primeros estadios (desde la siembra hasta V_6) se registraron excesos hídricos que, en promedio, fueron de 115 y 150 mm para Gral. Madariaga y Necochea-Miramar, respectivamente. Estos excesos pudieron haber ocasionado lixiviación de NO_3^- por debajo de la profundidad muestreada (0-60 cm) y, por ende, afectar la capacidad predictiva del método de diagnóstico. La radiación solar incidente se ubicó levemente por encima del promedio histórico de la zona, siendo la misma en promedio para los distintos sitios de 26,5 MJ $m^{-2}*día^{-1}$ durante los períodos críticos de floración y llenado (Tabla 1).

La clase textural para la profundidad 0-20 cm fue: Franco Arenosa (en los sitios ubicados en Madariaga y Pieres), Franco arcillo-Arenosa (en Necochea y Mechongue) y Franca (Miramar). Las concentraciones de arena, limo y arcilla (0-20 cm) variaron entre 457-658, 169-336 y 84-345 g*kg^{-1}, respectivamente. La disponibilidad promedio de N-NO_3^- en presiembra (0-60 cm) fue de 66,3 k*ha^{-1}, con valores que fueron desde 43,1 hasta 100,5 kg*ha^{-1}. Similares contenidos fueron reportados por Zamora & Massigoge (2008). Estudios realizados en el SEB indican que en suelos donde el contenido de NO_3^- a la siembra en los 60 cm superficiales supera los 50 kg N*ha^{-1} no se esperan respuestas significativas a la fertilización con N (González Montaner & Di Napoli, 2002). No obstante, Zamora & Massigoge (2008), obtuvieron respuesta significativa en sitios con valores de N inicial entre 25 y 82 kg*ha^{-1}. Algunas características edáficas y climáticas se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Caracterización edáfoclimática de los sitios experimentales. MO: materia orgánica; pH; P Bray: fósforo extractable; Nan: nitrógeno incubado en anaerobiosis; N-NO_3^-: N-nitrato (siembra) RG: radiación global; Pp: precipitaciones.

Sitio	MO	P Bray	pH	Nan	N-NO_3^-	RG	Pp
	(g kg^{-1})	(mg kg^{-1})		(mg kg^{-1})	(kg ha^{-1})	(MJ m^{-2}día^{-1})	(mm)
		----------0-20cm----------			0-60cm		
1	67	16,5	5,9	56,4	75,5	26,3	450
2	32	7,0	6,4	55,5	53,8	26,3	450
3	61	29,4	5,5	51,2	100,5	26,3	450
4	51	15,1	5,9	34,7	43,1	26,4	550
5	44	13,7	6,1	59,2	44,4	26,4	550
6	61	8,8	5,6	42,5	76,6	27,0	500
7	57	6,8	5,6	56,0	69,7	27,0	500

El rendimiento en grano promedio fue de 3535 kg*ha^{-1}, con máximos de 4573 k*ha^{-1} y mínimos de 2239 kg*ha^{-1}. La interacción entre las variables sitio y dosis de N para rendimiento y proteína no fue significativa (P=0,16 y P=0,06, respectivamente). Se determinó efecto significativo del sitio experimental (P<0,001) (Tabla 2), lo cual podría estar asociado a las distintas condiciones edáficas y climáticas de los sitios, en especial durante el período crítico para la definición del rendimiento y llenado de granos. Melgar *et al*. (2003) observaron que la textura y humedad en el suelo explican un alto porcentaje de la variación del rendimiento del cultivo entre sitios experimentales.

Se determinaron diferencias significativas en rendimiento por la aplicación de N hasta los 60 kg*ha^{-1} (Tabla 2). El mismo comportamiento se observó para P_G. El contenido de MG, el cual define el precio que recibe el productor, no fue afectado por la aplicación de N (P > 0,05) (datos no mostrados). La respuesta en rendimiento promedio al agregado de N fue de 600 kg*ha^{-1}, siendo la eficiencia de uso de nitrógeno del fertilizante (EUNf) 8 kg grano*kg N^{-1}. Estos valores de eficiencia coinciden con los reportados por Díaz Zorita (2014) para la región pampeana sub-húmeda.

Tabla 2. Valor promedio de rendimiento y proteína (P_G) según la dosis de N y el sitio experimental. Sitio 3 no fue cosechado por presencia de malezas a fin de ciclo del cultivo.

Dosis/Sitio	Factor	Rendimiento (kg ha^{-1})	P_G (%)
Dosis de N	**0**	3169 d	13,3 c
	30	3298 c	13,8 bc
	60	3563 b	14,4 b
	90	3676 a	15,3 a
	120	3665 a	15,4 a
	150	3592 a	16,0 a
Sitio	**1**	3617 c	14,8 bc
	2	2724 e	14,0 d
	4	4280 a	15,6 b
	5	3098 d	16,9 a
	6	3903 b	14,7 cd
	7	3617 c	12,2 e
LSD	**ANOVA**		
	Dosis	P<0,001	P<0,001
	Sitio	P<0,001	P<0,001
	Dosis*Sitio	0,16	0,06

Letras minúsculas distintas en sentido vertical, indican diferencias estadísticamente significativas con un LSD 5% de probabilidad.

La Figura 1A muestra la asociación entre el RR del cultivo y la disponibilidad de N. Se determinó que el UC para que no se registren mermas en el rendimiento fue de 144 kg de N*ha^{-1}. Este umbral es superior al reportado por Zamora & Massigoge (2008), quienes establecieron un umbral de 130 kg N*ha^{-1}, similares al reportado por Ruffo *et al*. (2003) para el SEB (150 kg N*ha^{-1}) e inferiores a los informados por Zubillaga *et al*. (2002) para oeste bonaerense (164 kg N*ha^{-1}). Por otra parte, en la Figura 1B se presenta la relación entre el RR y el requerimiento de N disponible por Mg de grano. En la misma se observa que el requerimiento de N crítico fue de 42 kg N*Mg^{-1}. Este último umbral permite establecer la dosis de N a aplicar en función del rendimiento objetivo de cada ambiente, a diferencia del presentado en la Figura 1A, que es independiente del rendimiento objetivo.

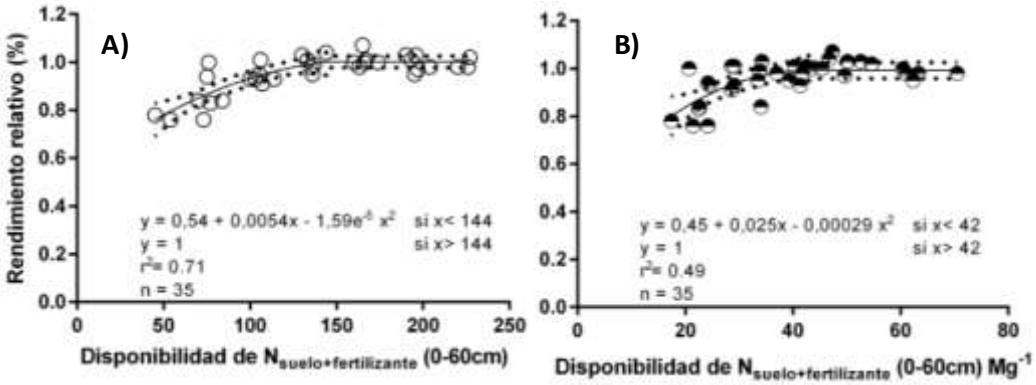


Figura 1. Rendimiento relativo en función de (A) la disponibilidad de nitrógeno (N) del suelo en presiembra del cultivo más fertilizante y (B) requerimiento de N disponible del suelo en presiembra del cultivo más fertilizante por tonelada de rendimiento en grano.

La Figura 2A muestra la asociación entre el porcentaje de proteína en grano y la disponibilidad de N. Se determinó que el UC para maximizar la concentración de P_G fue de 174 kg de N*ha^{-1}. Por otra parte, en la Figura 2B se presenta la relación entre P_G y el requerimiento de N disponible por Mg de grano. En la misma se observa que el requerimiento de N crítico fue de 56 kg N*Mg^{-1}. Este último umbral permitiría establecer la dosis de N en función del porcentaje de proteína objetivo de cada ambiente.

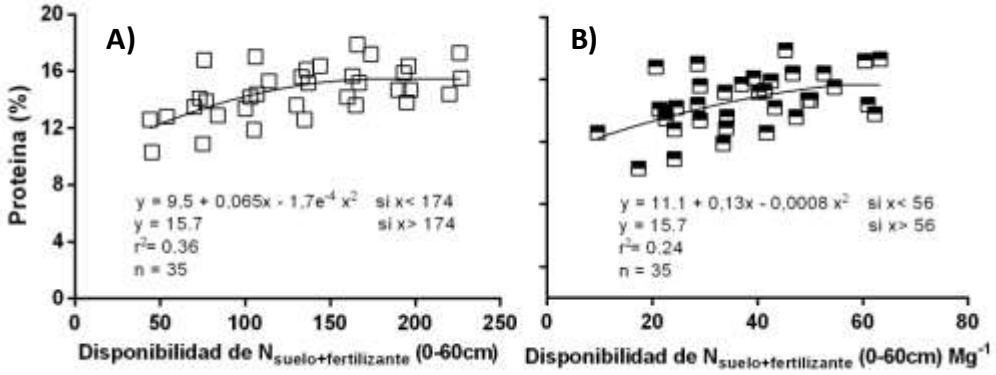


Figura 2. Porcentaje de proteína en grano en función de (A) la disponibilidad de nitrógeno (N) del suelo en presiembra del cultivo más fertilizante y (B) requerimiento de N disponible del suelo en presiembra del cultivo más fertilizante por tonelada de rendimiento en grano.

CONCLUSIONES

Para maximizar el rendimiento en grano de girasol se determinó un UC de 144 kg de N (suelo + fertilizante) ha^{-1} y un requerimiento de N crítico de 42 kg N (suelo + fertilizante) Mg^{-1} de grano. Mientras que para maximizar proteína se necesitaría disponer de 30 kg de $N*ha^{-1}$ y 14 kg $N*Mg^{-1}$ de grano adicionales respecto a rendimiento. De esta manera se lograría maximizar rendimiento, proteína y, consecuentemente, la calidad de los subproductos.

BIBLIOGRAFÍA

- Alberio, C; N Izquierdo & L Aguirrrezábal. 2015. Sunflower crop Physiology and Agronomy. En: Martínez-Force, E; Dunford, N. & Salas, J. (eds.). Sunflower: chemistry, production, processing and utilization. AOCS Press: Urbana, IL USA, pp. 53-91.
- Andrade, FH; L Aguirrezabal & RH Rizalli. 2002. Crecimiento y rendimiento comparados. En; Andrade, F.H., Sadras, VO. Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja. Grafica Sirio, Buenos Aires, AR .pp 57-96
- Andrianasolo, FN; L Champolivier; P Debaeke & P Maury. 2016. Source and sink indicators for determining nitrogen, plant density and genotype effects on oil and protein contents in sunflower achenes. Field Crops Res. 192: 33-41.
- Bouyoucos, G. 1962. Hydrometer method for making particle size analysis of soils. Agron. J. 54:464-465
- Bray, RH & LT Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. Soil Sci. 59: 39-45.
- Ciampitti, IA & FO Garcia. 2007. Requerimientos nutricionales. Absorción y extracción de macronutrientes y nutrientes secundarios. [En línea] IPNI Archivo Agronómico Nº12http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/0/0B0EE369040F863003257967004A1A41/$FILE/AA%2012.pdf [consulta: octubre 2014]
- Dauguet, S; F Labalette; F Fine; P Carré; A Merrien & JP Palleau. 2016. Genetic impact on protein content and hullability of sunflower seeds, & on the quality of sunflower meal. OLC. 23(2).
- Della Maggiora, AI; A Irigoyen; J Gardiol; O Caviglia & L Echarte. 2003. Evaluation of a soil water model for the corn crop. Rev. Agric. Agrometeor. 2: 167-176.
- Díaz-Zorita, M 2014. Girasol. En: Echeverria, H.E.; Garcïa, F.O. (eds.) Fertilidad de los suelos y fertilización de cultivos. Ediciones INTA. Buenos Aires, AR pp 17: 509-524.
- Diovisalvi, N; G Studdert; N Reussi Calvo; G Dominguez & A Berardo. 2014. Estimating soil particulate organic carbon through total soil organic carbon. Ci. Suelo. 32: 85-94.
- Diovisalvi, NV; NI Reussi Calvo; GA Divito; N Izquierdo; HE Echeverría & FO Garcia. 2016. Métodos de diagnóstico de nitrógeno en suelo para girasol. Better Crops 100 (2): 10-12.
- González Montaner, J & N Di Napoli. 2002. Sistemas de producción de girasol en la región húmeda argentina. En: Díaz Zorita, M.; Duarte, G.A. (eds.). Manual práctico para el cultivo de girasol. Hemisferio Sur, Buenos Aires, Argentina. pp. 267-280.

- Hall, A. J; Feoli, C, Ingaramo, J & M Balzarini. 2013. Gaps between farmer and attainable yields across rainfed sunflower growing regions of Argentina. Field crops research, 143, 119-129.
- Jones, DB. 1941. Factors for converting percentages of nitrogen in foods and feeds into percentages of proteins, Washington, DC: US Department of Agriculture, pp. 1-22.
- Jung, S; D Rickert; N Deak; E Aldin; J Recknor; L Johnson & P Murphy. 2003. Comparison of Kjeldahl and Dumas methods for determining protein contents of soybean products. J. Am. Oil Chem. Soc. 80: 1169–1173.
- Keeney, DR. 1982. Nitrogen-availability indeces. En: Page, A. L. et al. (eds.), Methods of soil analysis, Part 2, Chemical and microbiological properties ASA-SSSA, Madison, Wisconsin, EEUU, pp. 711-733.
- Melgar, R; A Bono & A Quiroga. 2003. Calibración de un método de diagnóstico de fertilización nitrogenada en girasol. [en línea] ASAGIR. <http://www.assagir.org.ar/> [consulta: octubre 2015].
- Merrien, A; A Quinsac & C Maisonneuve. 1988. Variabilite de l'teneur en proteines des graines de tournesol en relation avec l'etat proteique foliare. En: Proc. 12th Int. Sunflower Conf., Novi-Sad, Yugoslavia, pp. 158-169.
- Ruffo, M; F García; G Bollero; K Fabrizzi & R Ruiz. 2003. Nitrogen balance approach to sunflower fertilization. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 34: 2645–2647.
- Schneiter, AA & JF Miller. 1981. Description of sunflower growth stages. Crop Sci. 21: 901–903.
- Seassau, C; G Dechamp-Guillaume; E Mestries & P Debaeke. 2010. Nitrogen and water management can limit sunflower premature ripening of sunflower induced by Phoma macdonaldii. Field Crops Res 115 (1):99-106
- Sosa, L; H Echeverría; G Dosio & L Aguirrezábal. 1999. Evaluación de la nutrición nitrogenada de girasol cultivado en Balcarce (Buenos Aires, Argentina). Ci. Suelo 17: 20-26.
- Steer, BT & PJ Hocking. 1983. Leaf and floret production in sunflower (Helianthus annuus L.) as affected by nitrogen supply. Ann. Bot. 52: 267-277.
- Trápani, N; M Pereira López; V Sadras & A Hall. 2008. Ciclo ontogénico, dinámica del desarrollo y generación del rendimiento y la calidad en girasol. En: Satorre, E.; Benech Arnold, R.; Slafer, G.; de la Fuente, E.; Miralles, D.; Otegui, M.; Savin, R. (eds.). Producción de Granos: bases funcionales para su manejo. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. AR pp 205-241.
- Walkley, A & CA Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the chromic acid titration meted. Soil Sci. 37: 29-37.
- Zamora, M & J Massigoge. 2008. Fertilización de girasol con nitrógeno y azufre bajo siembra directa en el centro sur bonaerense. Actas 21° Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de los Funes, mayo. 2008. En CD.
- Zubillaga, M; J Aristi & R Lavado. 2002. Effect of Phosphorus and Nitrogen Fertilization on Sunflower (Helianthus annus L.) Nitrogen Uptake and Yield. J. Agron. and Crop Sci. 188(4): 267-274.

C3P84. RESPUESTA A LA FERTILIZACIÓN ORGÁNICA EN CULTIVO DE RABANITO

Venegas Tarancón, Stefanía G.[1]; Alegre Porto, Claudia Marcela[1]; Bono, Carla Agustina[1]; Bordato, María Sofía[1]; Ottone Zaderej, Joaquín H.[1]; Arias, María Laura[1] y Villagra, Elizabeth L.[2]

[1]Practicantes Cát. de Horticultura. [2]Tutora Cátedra de Horticultura. Facultad de Agronomía y Zootecnia. Universidad Nacional de Tucumán (FAZ-UNT). Avenida Roca 1900. San Miguel de Tucumán. Argentina. svtarancon92@gmail.com

RESUMEN

El rabanito es una hortaliza de ciclo corto, perteneciente a la familia de las Crucíferas. El órgano comercial es una raíz carnosa, variable en cuanto a forma, tamaño y color. El tallo es breve, con una roseta de hojas. La raíz logra el tamaño característico antes de comenzar a ablandarse, tornarse fibrosa y poco apetecible. Requiere suelos con buen contenido de materia orgánica y es poco tolerante a sales. Es de siembra directa en líneas (8 $kg.ha^{-1}$) o al voleo (12 $kg.ha^{-1}$). En 2004 para obtener rábanos comerciales con calidad, recomendaron aplicar fertilizantes de síntesis (N-P-K) como: 16-6-4 que proporcionó buena calidad de rabanitos. 14-6-2 fue la que proporcionó la mejor calidad; mientras que 16-8-6 generó la menor calidad. La fertilización orgánica provee productos sanos. Según el Institute of Soil and Environmental Sciences, la utilización integral del compost aumenta el crecimiento de las plantas y mejora rendimientos; también favorece la acción de fertilizantes químicos, de manera que se emplee menos cantidades para obtener los mismos resultados. El objetivo del trabajo fue: determinar respuesta a la fertilización orgánica con compost, mediante parámetros de crecimiento y rendimientos en cultivo de rabanito. Se trabajó en Campo Experimental de Cátedra de Horticultura en Finca El Manantial - Tucumán, ubicado a 26º55 min de L.S. y 65°20 min LO. En la zona agroecológica de la Llanura Chaco Pampeana sub húmeda-húmeda, con precipitaciones de 900 mm, evapotranspiración entre 800 a 900 mm y con un balance hídrico positivo. La temperatura media anual es de 18,9 ºC. Con suelos Argiudol Típico y drenaje moderado a bueno. El suelo posee buen contenido de materia orgánica y fertilidad, con resistencia al planchado y buen drenaje, requisito necesario para producir raíces. El fertilizante orgánico empleado fue un compost comercial con composición cada 100 g de producto de: humedad: 35-40%; cenizas 40-45 %; pH 4-6,2; C/N: 7,7; conductividad eléctrica 1,1mmhos/cm. Se empleó semilla Cv. Redondo Rosado Punta Blanca. Se sembró al voleo en tres parcelas de $3m^2$ en BCA, con una densidad de 15 $g.10m^{-2}$. Las parcelas de siembra fueron de 1,0m de ancho y elevadas unos 0,25m del suelo. La profundidad de siembra fue de 0,05m. Los tratamientos fueron: T1= suelo sin fertilización-control; T2= suelo + 60 dm^3 de compost comercial; T3= suelo + 120 dm^3 de compost comercial. Se efectuaron control de malezas y dos riegos semanales. Los parámetros evaluados fueron: número de hojas y peso fresco aéreo; diámetro, peso, número de raíces y rendimientos. Los datos se procesaron con paquete estadístico R. Con ANVA se determinó que: no hubo diferencias en cuanto a peso fresco aéreo. En número de hojas T3 superó al resto. En cuanto a rendimientos, hubo diferencias entre T1 (1.124,00 $kg.ha^{-1}$) y T2(969,10 $kg.ha^{-1}$) respecto a T3(696,30 $kg.ha^{-1}$). Esto se asocia con efectos fisiológicos en el cultivo, que se traducen en una capacidad diferencial de la partición de asimilados según disponibilidad de nutrientes del suelo y destinos en la planta. Por las respuestas en cultivo, es necesario ensayar otras dosis de compost, para esta tecnología.

Palabras clave: *Raphanus sativus* L., compost, rendimientos

C3P85. EVALUACIÓN DE EFECTOS DE FERTILIZACIÓN CON BIOFERTILIZANTES EN CULTIVO DE PAPA (*Solanum tuberosum* L.)

Venegas Tarancón, Stefanía G.[1]; Villagra, Elizabeth L.[2] y Ortiz, Nélida del V.[3]

[1]Becaria SCAIT-UNT; [2] Directora de beca-Cátedra de Horticultura; [3] Co-directora-Cát. de Biometría. Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucumán. Avenida Roca 1900. San Miguel de Tucumán. Argentina. svtarancon92@gmail.com

RESUMEN

La papa es una hortaliza de interés mundial. En Argentina, Tucumán es importante productora de papa-consumo primicia. La producción demanda nutrientes y depende de elevados volúmenes de fertilizantes de síntesis. El objetivo fue evaluar el efecto de biofertilizantes en cultivo de papa como una herramienta tecnológica productiva y sustentable. Se trabajó en terrenos de Cátedra de Horticultura en Facultad de Agronomía y Zootecnia-UNT en El Manantial-Tucumán -zona agroecológica de la Llanura Chaco Pampeana sub húmeda-húmeda-. Con diseño experimental BCA (4 x4) en parcelas útiles (10m x 0,70m x 0,20m) se ensayaron: **T1:** convencional: 200Kg.ha^{-1} urea y 100Kg.ha^{-1} fosfato diamónico (fertilización química de base); **T2:** biofertilizante comercial por aspersión foliar (500cc.ha^{-1}); **T3:** 50% dosis de fertilización química + 50% biofertilizante; **T4:** 30% dosis de fertilización química + 70% biofertilizante. Se monitoreó el cultivo y en cosecha se evaluó: altura (cm) y número de tallos por planta, número, peso (g), categoría comercial y rendimientos de tubérculos (Kg.ha^{-1})/T. Los datos se procesaron con paquete estadístico R. Con ANVA y test de Tukey se determinó: T2, T3 y T4 presentaron alturas de planta y tallos inferiores a T1, lo cual incide en su área fotosintéticamente activa y potencial traslocación de fotoasimilados a los tubérculos. T3 presentó alturas medias superiores a T2 y T4. Para peso de tubérculos grandes (>150 g) y medianos (70-150 g) los efectos de los 4 tratamientos fueron homogéneos. Para peso de tubérculos chicos (<60 g) hubo diferencias altamente significativas entre T2 y T4 respecto a T1. Los rendimientos mostraron que T1 fue mayor a T2, T3 y T4. T2 fue el de menor desempeño. T3 y T4 tuvieron rendimientos similares. Los biofertilizantes combinados con fertilizantes químicos, constituyen una herramienta para disminuir el uso de fertilizantes de síntesis en papa, que requiere ser ajustada para lograr rendimientos cuali y cuantitativamente sustentables.

Palabras clave: biofertilización, tubérculos, sustentabilidad

INTRODUCCIÓN

La papa es un agroalimento hortícola de interés mundial, es el tercer cultivo alimenticio más importante en términos de consumo humano después del arroz y del trigo. Resulta esencial en términos de seguridad alimentaria frente al crecimiento de requerimientos nutricionales y de la población (FAO, 2008). En Argentina la papa var. Spunta ocupa más del 70% de la superficie cultivada. Tucumán produce papa temprana de colocación directa e interés en el mercado nacional (Villagra *et al.*, 2003). Cuenta con una superficie cultivada de aproximadamente 8.000 hectáreas. A nivel país, Tucumán aporta un 9% de papa consumo y es el tercer centro productor luego del Sudeste de Buenos Aires y Córdoba (Mosciaro, 2011).Dentro de la actividad hortícola su cultivo es el de mayor relevancia económica para la provincia, representa 4,7 % del PGB agropecuario (G.E.E.D.P., 2017).

La fertilización de los cultivos es fundamental para el balance nutricional: suelo, planta, ambiente, de allí la importancia de poner a disposición de los cultivos, dosis lo más racionales y ajustadas posibles para evitar efectos negativos (toxicidad, contaminación por pérdidas, etc.) (Gómez, 1999).

La papa es un cultivo demandante en nutrientes y dependiente de elevados volúmenes de N, P, K –Nitrógeno, Fósforo, Potasio- por lo cual, es recomendable realizar análisis de suelos previos a la plantación para estimar la dosis a aportar. El N promueve el crecimiento de la parte aérea y la formación y engrosamiento de los tubérculos, siempre y cuando, se consideren los valores adecuados. Un exceso de N produce retraso en la tuberización y excesivo crecimiento aéreo. El P favorece el desarrollo radicular, la precocidad de la papa y el contenido de almidón. El K ayuda a la formación de almidón. Genera resistencia a heladas, sequía, enfermedades y favorece poscosecha (Caldiz & Gaspari, 1997).

El sistema actual de producción de papa presenta creciente dependencia de insumos agroquímicos, con tendencia al incremento de costos, contaminación y desequilibrios en los agroecosistemas destinados a este cultivo. De igual forma, se incrementan los riesgos de impactos negativos sobre suelos, el medioambiente y la salud, tanto de productores como de consumidores (Figueroa, 2005). El reconocimiento de esta situación ha generado conciencia social sobre la necesidad de revertir los impactos negativos causados en el suelo. Siendo éste, un recurso natural que propició la aparición de conceptos agroproductivos sustentados en la combinación e interacción de los avances tecnológicos modernos – entre

ellos los biofertilizantes -, junto con la preservación del ambiente y las prácticas tradicionales de cultivo (Martínez Viera & Dibut Alvarez, 1996 a).

Una opción que se analiza es sustituir gradualmente los químicos inorgánicos por abonos orgánicos, hasta lograr un equilibrio que permita rentabilidad, sin menoscabar los recursos naturales. Así la agricultura ecológica, se orienta a la producción en armonía con el entorno, conservando y mejorando la bioestructura del suelo y combatiendo plantas indeseables y plagas, sin dañar a organismos benéficos. Tiene a los biofertilizantes como componente principal (Martínez Viera & Dibut, 1996 b). Los biofertilizantes pueden definirse como preparados que contienen células vivas o latentes de cepas microbianas eficientes, fijadoras de N, solubilizadoras de P o potenciadoras de nutrientes, que se utilizan para aplicar a las semillas o al suelo, con el objetivo de incrementar el número de microorganismos en el medio y acelerar los procesos microbianos, de tal forma que se aumenten las cantidades de nutrientes que pueden ser asimilados por las plantas o hagan más rápidos los procesos fisiológicos que influyen sobre el desarrollo y el rendimiento de los cultivos y además permiten reducir el uso de fertilizantes químicos (Dibut, 1998). Cuando se hacen aplicaciones foliares, las bacterias se establecen sobre las hojas y se alimentan de las secreciones, manteniéndose durante largo tiempo en las hojas que reciben sombra, como ha sido demostrado en plantaciones de Centro y Suramérica (Martínez Viera & Dibut, 1996 a).

Respecto a las bacterias, en el caso de *Azospirillum* sp., es un género de vida libre clasificado como PGPR (plant growth promoting rhizobacteria). Entre los mecanismos por los cuales favorece el crecimiento de las plantas, se encuentra su capacidad para producir y metabolizar fitohormonas (Cassán *et al.*, 2013). Este efecto se suma a otros de acción directa e indirectos como el control biológico, por la acción antibiótica y la competencia generada con microorganismos por el espacio en la rizósfera (Glick, 1995).

El objetivo del trabajo fue evaluar los efectos de biofertilizantes en cultivo de papa temprana, como una herramienta tecnológica, productiva y sustentable.

MATERIALES Y MÉTODOS

La experiencia se realizó en predios de la Cátedra de Horticultura de la Facultad de Agronomía y Zootecnia-UNT en Finca El Manantial- Tucumán, ubicada a 26º 55 min de L.S. y 65° 20 min LO. En la zona agroecológica de la Llanura Chaco Pampeana sub húmeda-húmeda, con precipitaciones de 900 mm, con evapotranspiración de 800 - 900 mm aproximadamente y con un balance hídrico positivo. La temperatura media anual es de 18,9 ºC. Con suelos Argiudol Típico y drenaje moderado a bueno. El suelo posee buen contenido de materia orgánica y fertilidad, con resistencia al planchado y buen drenaje, requisito necesario para producción de raíces y tubérculos (Zuccardi. & Fadda, 1985). Previo a la implantación del ensayo se efectuó toma de muestras y análisis de suelo en Laboratorio de Cátedra de Edafología en FAZ-UNT, cuyos resultados se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1: Análisis de muestra de suelo del área de ensayo

Parámetros analizados	Valores en la muestra de suelo
pH	6,6
CE (dS/m)	0,2
MO (%)	2,13
N Total (%)	0,10
CIC (cmolc/kg)	13,9
Ca (cmolc/kg)	6,0
Mg (cmolc/kg)	0,6
K (cmolc/kg)	1,3
Na (cmolc/kg)	0,3

Tabla 1: Análisis de suelo. Determinación cuali y cuantitativa de la muestra. (pH: potenciómetro dilución 1:2:5; CE: conductividad eléctrica del extracto de saturación; N Total: Kjehldal; MO: Materia orgánica determinado con Walkley – Black).

Para la plantación se empleó papa semilla certificada var. Spunta con una densidad de siembra de 50 bolsas.ha^{-1}, lo que equivale a 2.500 Kg.ha^{-1}. El diseño experimental fue en Bloques Completos al Azar (BCA) con 4 tratamientos y 4 repeticiones. Se trabajó en parcelas útiles con hileras de 10 m de largo, distanciadas a 0,70 m y con implantación a 0,20 m entre tubérculos semilla.

Las fuentes nutricionales seleccionadas fueron:

1- De síntesis química: Urea (46:0:0) y Fosfato diamónico (18:46:0).

2- Biofertilizante: acondicionador biológico comercial (NODUMAX).

El producto comercial elegido para el ensayo está compuesto por: *Azospirillum sp.*, osmo protector, solución de micronutrientes y acondicionador biológico.

Los tratamientos fueron:

T1: Convencional o estándar (empleado por productores comerciales): 200 Kg.ha^{-1} urea y 100 Kg.ha^{-1} fosfato diamónico (fertilización química).

T2: Biofertilizante comercial (500 cc.ha^{-1}).

T3: 50% dosis de fertilización química + 50% biofertilizante comercial.

T4: 30% dosis de fertilización química + 70% biofertilizante comercial.

La fertilización química se efectuó al momento de la plantación- como base- del total de fósforo (P) y el 50% de nitrógeno (N) correspondiente a cada tratamiento. A los 40 días de la plantación, se incorporó el resto del N con el aporque y la aplicación del biofertilizante mediante aspersión foliar. De esta forma, de acuerdo a la dosis y superficie de trabajo, se hicieron aplicaciones fraccionadas de los fertilizantes, según tratamiento y fenología del cultivo, como se observa en la Tabla 2.

Tabla 2: Dosis y aplicaciones de fertilizantes según fenología del cultivo y tratamiento.

Tratamiento	Fertilización en plantación (10 m lineales)	Fertilización a los 40 días de plantación (10 m lineales)
T1	45,5g de Urea 152,0g de 18:46:0	45,5g de Urea
T2	----------	0,35cc de Biofertilizante
T3	22,75 g de Urea. 76,0g de 18:46:0	22,75g de Urea 0,17cc de Biofertilizante
T4	13,62g de Urea. 45,6g de 18:46:0	12,62g de Urea 0,24cc de Biofertilizante

Se aplicó riego a fin de proporcionar 700 mm de agua durante el ciclo del cultivo y se efectuó monitoreo.

Según tratamientos, en cosecha (100 días) se evaluaron parámetros morfo-fisiológicos del cultivo, a saber:

- Número de plantas/Tratamiento (NP).
- Altura de tallos: se usó una escala en centímetros (cm).
- Número de tallos por planta: se efectuó conteo en el total de plantas, considerando las parcelas experimentales por cada tratamiento.
- Número de tubérculos/Tratamiento: se efectuó conteo de tubérculos.
- Peso de tubérculos/Tratamiento determinado con balanza (g) y categorización según valor comercial en: tubérculo chico: < de 60 g; mediano: 70-150 g y grande: > 150 g.
- Rendimiento por parcela útil (Kg.ha^{-1})/T.

Mediante el análisis de la varianza (ANVA) se estudió la relación entre tratamientos y altura de tallos, como también tratamientos y tamaño o categoría de tubérculos. Se evaluaron y ponderaron rendimientos. Se usó la prueba o test de Tukey para identificar las diferencias significativas entre los valores medios de los diferentes tratamientos. Los datos fueron procesados estadísticamente para obtener resultados usando el paquete estadístico R (R Core Team, 2018).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Mediante ANVA siguiendo diseño experimental BCA y con test de Tukey para determinar si existen diferencias significativas entre los distintos tratamientos se determinó:

1) Altura de planta y longitud de tallos: se evaluaron las respuestas de las plantas a los distintos tratamientos para considerar diferencias y significación, como se observa en la Tabla 3.

Tabla 3: Altura de plantas y longitud de tallos

Tratamiento	Medias	E.E.	
T1	31,27	0,62	a
T2	23,19	0,65	b
T3	28,60	0,50	c
T4	24,92	0,92	b

Medias con igual letra no son significativamente diferentes (p >0,05). Letras distintas indican diferencias significativas (p < 0,05).

T1 es diferente de los otros tratamientos con nivel de significación del 5%.

Las plantas de T2, T3 y T4 presentaron menor porte, lo cual influirá en su área fotosintéticamente activa y potencial traslocación de fotoasimilados a los tubérculos, situación ésta, que incidirá en los rendimientos.

T3 se diferencia de T1 significativamente.

T3 también difiere significativamente de T2 y T4, mostrando mayor porte de plantas.

Las medias de T2 y T4 resultaron homogéneas, siendo los de menor altura entre los tratamientos ensayados.

Estos resultados se visualizan en la Figura 1.

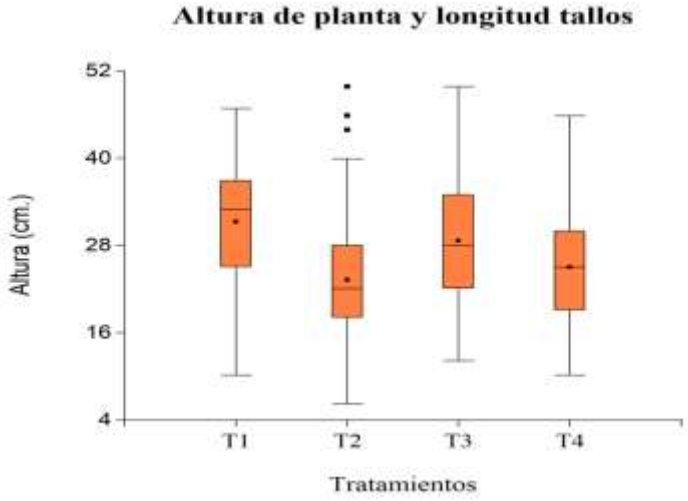


Figura 1: Gráfico de cajas para altura de plantas y longitud de tallos

2) Peso de tubérculos y categoría comercial: se evaluaron los efectos de los distintos tratamientos para considerar diferencias y significación, como se observa en la Tabla 4.

Tabla 4: Peso de tubérculos por tratamiento y categoría comercial

Tratamiento	Categorías de tubérculos		
	Grande	Mediano	Chico
T1	159,61	68,46	30,53
T2	150,98	70,49	24,06
T3	159,27	68,33	28,04
T4	159,04	67,59	24,65

Para peso de los tubérculos grandes (>150 g) y medianos (70-150 g) no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos. Lo cual, evidencia que los efectos de los 4 T tuvieron comportamiento similar u homogéneo.

Para pesos de tubérculos chicos (<60 g) hubo diferencias altamente significativas con p= 0,0003 (Tabla 5).

Tabla 5: Peso de tubérculos por tratamiento en categoría comercial chico

Tratamiento	Medias	E.E.	
T1	30,53	1,16	a
T2	24,06	1,36	b
T3	28,04	1,32	ab
T4	24,65	1,08	b

Medias con igual letra no son significativamente diferentes (p >0,05). Letras distintas indican diferencias significativas (p < 0,05).

Las medias de T2, T3 y T4 resultaron homogéneas, sin embargo T3 mostró un comportamiento homogéneo con T1.

La Figura 2 muestra el comportamiento de peso de tubérculos por tratamientos y categoría comercial.

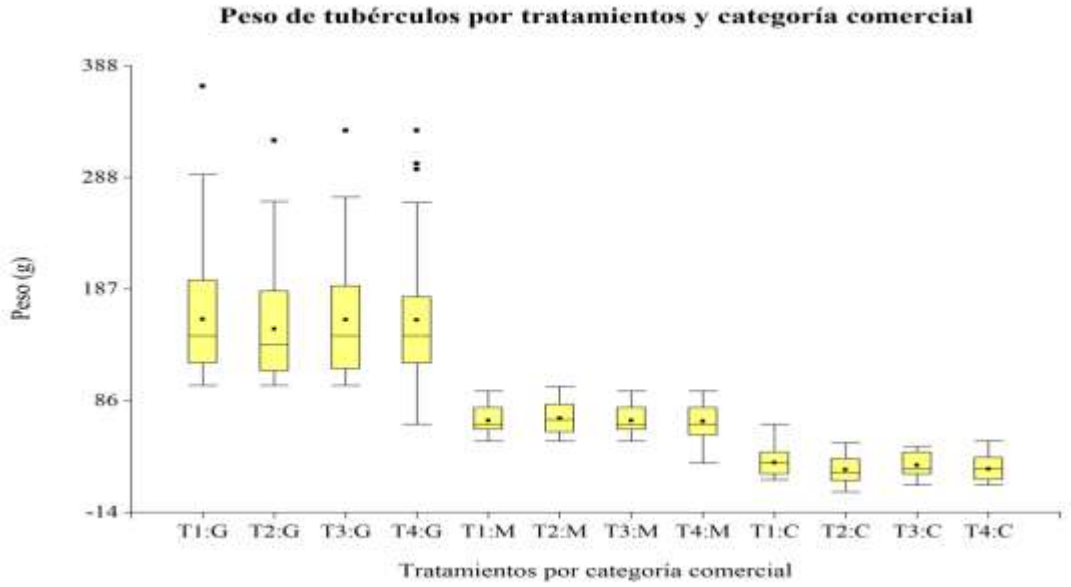


Figura 2: Gráfico de cajas para peso de tubérculos por tratamiento y categoría comercial
G: categoría comercial tubérculo grande. M: tubérculo mediano. C: tubérculo chico

3) Rendimientos por tratamientos ensayados: a partir de los rendimientos obtenidos por parcelas útiles, se ponderaron los rendimientos por hectárea, como se muestra en la Tabla 6.

Tabla 6: Rendimientos globales por tratamientos ensayados

Tratamiento	Rendimiento (Kg.ha^{-1})
T1	24.804,78
T2	14.661,79
T3	17.059,90
T4	17.370,21

Al considerar rendimientos globales, T1 muestra diferencias significativas en cuanto a los rendimientos obtenidos en tubérculos (Kg.ha^{-1}), respecto al resto de los tratamientos. T2 fue el de menor desempeño (40,89% inferior a T1). T3 produjo 31,22% menos que T1 y T4 alcanzó 29,90% menos que T1, como se observa en la Figura 3.

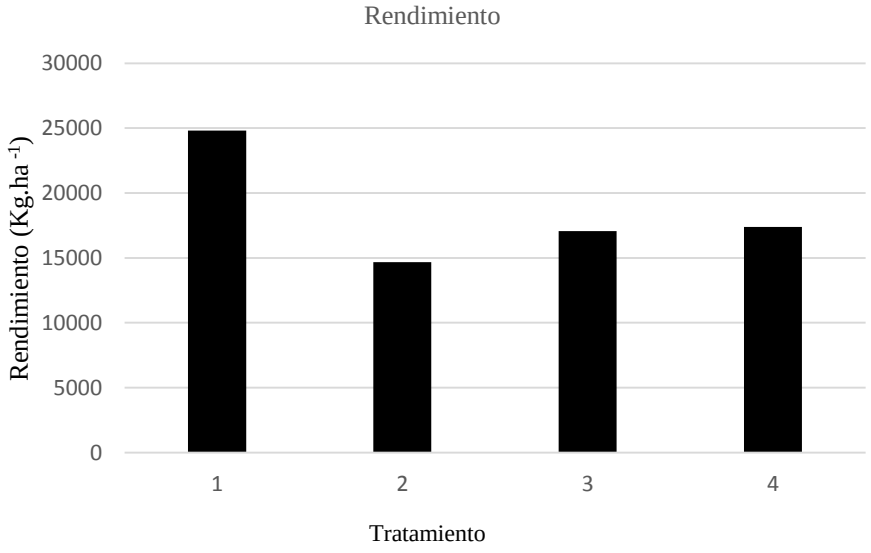


Figura 3: Rendimientos por tratamientos

CONCLUSIONES

El correcto equilibrio de nutrientes recibidos durante el cultivo, se traslada al producto e incide en su cantidad y calidad agroalimentaria.

Los biofertilizantes combinados con fertilizantes químicos, constituyen una herramienta para disminuir el uso de fertilizantes de síntesis en papa y requiere ser ajustada para lograr rendimientos cuali y cuantitativamente sustentables.

AGRADECIMIENTOS

A la Secretaría de Ciencias, Arte e Innovación Tecnológica de la Universidad Nacional de Tucumán (SCAIT-UNT) por la posibilidad de realizar este trabajo en el marco de una beca.

A mi directora y co-directora de beca por la orientación para realizarlo.

BIBLIOGRAFÍA

- Dibut, B. 1998. Efecto de *Azotobacter chroococcum* sobre el cultivo de la cebolla. Tesis. Dr. Cs. Agr. La Habana. Cuba. 101p.
- Caldiz, DO & FJ Gaspari. 1997. Análisis de los factores determinantes del rendimiento en papa (*Solanum tuberosum* L.) con especial referencia a la situación argentina. Rev. Fac. Agr. La Plata. P 102:203-229.
- Cassán, F; D Riveira Botia; D Torres & R Molina. 2013. Aspectos bioquímicos, fisiológicos y agronómicos de la producción de fitohormonas por *Azospirillum sp.*in: Microbiología agrícola. Un aporte a la investigación en Argentina. S. M. de Tucumán, Tucumán. Argentina. Ediciones Magna. 2° ed. P 329-350. (Albanesi, A. ed.).
- FAO. 2008. URL: http//www.fao.org/potato-2008/es/lapapa/cultivo.html. Consultado: Setiembre 2016.
- Figueroa, M.A. 2005. Sistemas Alternativos para la producción de papa sobre bases agroecológicas. Tesis en opción al título de Máster en Agroecología. Universidad de Matanzas, Matanzas. Cuba. P 78.
- G.E.E.D.P (Grupo de Estudios Económicos para el Desarrollo Productivo). 2017. Cadena agroindustrial de la papa tucumana. Disponible en: http://produccionтucuman.gob.ar/wp-content/uploads/2017/11/informe-papa.pdf - Fecha de consulta: Octubre de 2017.
- Glick, B. 1995. The enhancement of plant growth by free-living bacteria. Canadian Journal of Microbiology 41: 107-120.
- Gómez, O. 1999. Conceptos básicos de fertilidad de suelos e interpretación de análisis. Disponible en: http://www.infoagro.com/hortalizas/patata.html.Consultado: Setiembre de 2016.
- Martínez Viera, R & B Dibut. 1996 a. Beneficios de la utilización de los biofertilizantes en Cuba. En: Memorias del I Encuentro Internacional sobre Agricultura Urbana y su impacto en la comunidad. La Habana. Cuba. P 61-67.
- Martínez Viera, R & B Dibut. 1996 b. Los biofertilizantes como pilares básicos de la Agricultura Sostenible. En Curso Taller sobre Gestión Medioambiental de Desarrollo Rural. La Habana. Cuba. P 62-81.
- Mosciaro, M. 2011. Caracterización de la producción y comercialización de papa en la Argentina. INTA Balcarce. Bs. As. Argentina. URL: https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta_mercado_de_papa_en_argentina_nov2011.pdf. Consultado: Noviembre de 2017.
- R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.
- Villagra, EL; EZ Brandán & NV Ortiz. 2003. Evaluación comparativa de efectos nutricionales con NPK en postcosecha de tubérculos de papa (*Solanum tuberosum* L. cv. Spunta)- Tafí del Valle-Tucumán. Argentina. 3ª Reunión de Producción Vegetal y 1ª de Producción Animal del NOA. P 09.
- Zuccardi, RB & GS Fadda. 1985. Bosquejo agrológico de la provincia de Tucumán. Miscelánea N° 86. Universidad Nacional de Tucumán Facultad de Agronomía y Zootecnia. 33pp.

C3P86. INCIDENCIA DE LA FERTILIZACION FOSFATADA SOBRE EL RENDIMIENTO COMERCIAL DEL CULTIVO DE PAPA

Zamuner, Ester C.[1]*; Giletto, Claudia M[1].; Lattour, Kevin[2] y Echeverría, Hernán E[1].

[1] Unidad Integrada INTA-FCA (UNMdP). Ruta 226 km 73,5. CC 276 (B7620EMA) Balcarce, Buenos Aires. Argentina.
[2] Becario Doctoral CIC (Comisión de Investigaciones Científicas).
*zamuner.ester@inta.gob.ar

RESUMEN

El objetivo de la investigación fue evaluar el efecto de la fertilización con fósforo (P) sobre el rendimiento total, comercial y la distribución por tamaño de los tubérculos en el cultivo de papa. Se analizó la información proveniente de once ensayos de fertilización fosfatada en papa variedad Innovator realizados en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, entre el 2005 y 2016. En cada sitio se compararon cuatro dosis de P (0, 25, 50 y 100 kg P ha^{-1}) dispuestas en diseño experimental en bloques completos y aleatorizados con tres repeticiones. Los resultados muestran que el P incrementó el rendimiento total y comercial (tubérculos mayores a 50 mm) en 6 de los 11 sitios, en los cuales el P–Bray inicial era bajo o medio (menor 30 mg kg^{-1}). Los tubérculos de tamaño no comercial (menores a 50 mm) representaron el 11% de la producción total de tubérculos. Se determinó una relación estrecha y significativa entre el rendimiento total (x) y comercial (y) ($x= 0,96\ x - 5,89$; $R^2=0,89$; $p<0,0001$). El número y peso promedio de los tubérculos durante el ciclo de crecimiento dependió de la fertilización y de la disponibilidad inicial de P en el suelo. En suelos con disponibilidad inicial baja o media, la fertilización aumento el número y tamaño de los tubérculos durante el ciclo de crecimiento. En sitios con alta disponibilidad inicial de P, la fertilización incrementó el número y tamaño de los tubérculos solo en las etapas iniciales de crecimiento, desapareciendo esta ventaja inicial en la medida que avanzó el ciclo del cultivo. Los resultados confirman que la nutrición fosfatada juega un rol importante en regular la cantidad y el tamaño de los tubérculos durante la estación de crecimiento y como consecuencia a la cosecha.

Palabras claves: descarte, número tubérculos, tamaño tubérculos.

INTRODUCCIÓN

La papa (*Solanum tuberosum* L.) se consume principalmente como producto natural sin procesos industriales. Sin embargo, en Argentina, su empleo como producto procesado está adquiriendo cada vez mayor importancia. Este destino de la producción es exigente en cuanto al tamaño y uniformidad de tubérculos comerciales (Caldíz, 2006). La forma de los tubérculos depende, entre otros factores, del cultivar y de la disponibilidad de agua y nutrientes durante el cultivo. Dada la baja disponibilidad de fósforo (P) de los suelos del sudeste de la provincia de Buenos Aires, la fertilización fosfatada es indispensable para asegurar un óptimo crecimiento y desarrollo de la planta y no afectar el rendimiento y la calidad de tubérculos (Echeverría & Giletto, 2015).

Numerosas investigaciones han establecido la relación entre la disponibilidad de P en el suelo y el rendimiento total; sin embargo pocas reportan la influencia de la fertilización fosfatada en el proceso de crecimiento de los tubérculos y formación del rendimiento, y los resultados obtenidos son contradictorios. Hochmuth *et al.* (2002) y Rosen & Bierman (2008) reportan que, en suelos con mediana a alta disponibilidad de P, la fertilización fosfatada no tiene un efecto significativo sobre el rendimiento comercial de tubérculos de papa. Resultados similares fueron reportados por Viani (2010) en tres sitios del sudeste bonaerense. Por el contrario, Zelalem *et al*. (2009) y Hopkins *et al*. (2010) indican que el rendimiento comercial se incrementa con la dosis de P.

Se plantea como objetivo evaluar el efecto de la fertilización fosfatada sobre el rendimiento total, comercial y la distribución por tamaño de los tubérculos durante el ciclo de crecimiento, en la variedad de papa Innovator bajo las condiciones edafoclimáticas del sudeste de la provincia de Buenos Aires.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizaron once ensayos de fertilización fosfatada en papa variedad Innovator (ciclo intermedio 130 días) en lotes de producción durante las campañas 2005 a 2016, en los partidos de Balcarce, General Pueyrredon, y General Alvarado de la provincia de Buenos Aires. Los suelos fueron Argiudoles típicos sin limitaciones en su capacidad de uso. En la Tabla 1 se resumen algunas características edáficas al momento de la plantación y prácticas de manejo.

Tabla 1: Algunas características del suelo previo a la plantación y fechas de plantación y cosecha para sitios evaluados.

Sitio	P-Bray [a]	pH [b]	Materia orgánica [c]	$N\text{-}NO_3^-$ [d]	Cultivo antecesor	Fecha de plantación	Fecha de cosecha
	mg kg^{-1}		g kg^{-1}	kg ha^{-1}			
1	19,3	6,2	52	39,2	Pastura	10/20/05	13/03/06
2	29,8	6,0	42	36,5	Soja	11/05/06	20/03/07
3	33,1	6,1	52	48,2	Papa	10/24/08	13/03/09
4	15,4	5,8	52	114,8	Pastura	11/05/08	11/03/09
5	14,5	5,8	52	110,4	Papa	10/24/08	24/02/09
6	8,6	6,1	54	38,5	Trigo/soja	11/01/09	02/03/10
7	22,1	6,2	54	11,7	Pastura	11/12/10	30/03/11
8	11,1	6,6	38	55,0	Papa	11/01/12	05/03/13
9	30,3	5,9	5,3	51,0	Soja	12/10/16	07/03/17
10	31,1	6,6	6,3	39,3	Cebada/Soja	27/10/16	02/03/17
11	41,5	5,5	6,1	31,5	Trigo	28/10/16	17/03/17

[a]Bray and Kurtz (1945); [b]determinado con electrodo en una suspensión 1:2.5 de agua:suelo; [c] Walkley and Black (1934); [d] Datos solo para el perfil de suelo 0-20 cm.

Para evaluar el efecto del agregado de P se utilizó, en cada sitio, un diseño experimental en bloques completos y aleatorizados con tres repeticiones y cuatro dosis de P (0, 25, 50 y 100 kg P ha^{-1}). La fuente de P utilizada fue superfosfato triple de calcio. Con la finalidad de mantener el nivel de N no limitante para el cultivo, se agregó 100 kg ha^{-1} de urea a la plantación y 150 kg*ha^{-1} al escardillar el cultivo. La preparación del suelo, plantación, control de malezas, plagas y enfermedades se realizó con métodos mecánicos y químicos, según las prácticas recomendadas para la zona. Para cubrir los requerimientos hídricos del cultivo se regó desde inicio de tuberización hasta el final del ciclo.

En los sitios 1, 2, 6, 7 y 8 se determinó el número y biomasa de los tubérculos en 3 momentos del ciclo de crecimiento: inicio de tuberización, llenado y máxima producción de biomasa total. Corresponden aproximadamente a los 60, 80 y 100 días después de plantación. En todos los sitios, a la madurez del cultivo, se cosecharon manualmente 4 m lineales de los dos surcos centrales de cada unidad experimental y se registró el peso del total. Los tubérculos de cada parcela se separaron por tamaño y se clasificaron en menores a 50 mm (tamaño no comercial) y mayores a 50 mm (tamaño comercial).

Los resultados fueron analizados utilizando el programa SAS (2002). Las medias de cada tratamiento se compararon mediante la prueba de diferencias mínimas significativas (DMS) cuando el ANOVA fue significativo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El **rendimiento total** del cultivo varió entre 31 y 76 Mg ha^{-1} (Tabla 2), según el tratamiento y el sitio experimental (interacción significativa sitio x dosis p=0,029). Estos valores son del orden a los presentados por Caldiz (2006) y Zamuner *et. al.* (2016) para cultivos de la región, con rendimientos promedio de 40 Mg ha^{-1} y máximos de 70 Mg ha^{-1}. La fertilización fosfatada incremento el rendimiento en 5 de los 11 sitios (Tabla 2). Estos resultados están asociados a los valores de P-Bray del suelo (Tabla 1) determinado a la plantación. Respuestas en rendimiento positivas se obtuvieron en suelos con valores de P-Bray considerados bajos a medios, mientras que en sitios con alta disponibilidad de P (entre 28 y 42 mg kg^{-1}), no se registró respuesta al agregado de P (Zamuner *et al.*, 2016).

Tabla 2: Rendimiento total según la dosis de fertilización fosfatada (0, 25, 50 y 100 kg P*ha^{-1})

Sitio	Rendimiento total				
	0	25	50	100	Pr> F
	--------- Mg ha^{-1} ----------				
1	49,1c	55,5 bc	62,8 ab	69,7 a	**
2	36,6	39,3	39,1	42,2	ns
3	44,2	46,6	44,6	45,9	ns
4	30,6 b	41,1 a	42,0 a	47,8 a	*
5	54,1 c	59,2b	67,2 ab	75,3 a	***
6	37,1 b	39,9b	49,9 ab	55,9 a	**
7	49,4 c	53,6 bc	64,0 b	76,5 a	**
8	58.5	65.3	66.1	70.5	**
9	52,7	-	52,8	53,9	ns
10	59,3	-	58,0	60,7	ns
11	52,0	-	59,2	68,8	ns

ns: no significativa; *P< 0,05; **P<0,01; ***P<0,001

[a] valores seguidos de la misma letra indica que no hay diferencia significativa (P<0.05) según la prueba DMS, dentro de la fila.

La producción de tubérculos no comerciales (menores a 50 mm) varió entre 19 y 12% de la producción total, siendo mayor a menores rendimientos y no fue afectada por la fertilización fosfatada en ninguno de los sitios evaluados (datos no mostrados). El valor más probable (mediana) fue de 6,2 Mg ha^{-1}, que representa el 11% de la producción total de tubérculos frescos.

La biomasa de tubérculos comerciales (mayores a 50 mm) es para el productor, el más importante componente del rendimiento a la hora de evaluar el resultado económico de la producción. El ANOVA para esta variable mostró interacción sitio*dosis (p=0,0296), por lo que se presenta en la Tabla 3 la comparación entre las medias de rendimiento comercial para cada sitio y dosis.

Tabla 3: Rendimiento comercial (>50 mm) según la dosis de fertilización fosfatada (0, 25, 50, 100, 150 y 200 kg P ha^{-1}).

Sitio	Rendimiento comercial				
	0	25	50	100	Pr>F
	---------- Mg ha^{-1} ----------				
1	48.39 c	50.95 bc	57.80 ab	63.12 a	**
2	35.96	36.19	36.14	39.03	ns
3	30.94	35.67	33.21	31.99	ns
4	18.67 b	30.54 ab	30.43 ab	36.09 a	*
5	47.29 c	53.81 b	60.53 ab	68.56 a	***
6	32.04 b	37.22 ab	44.34 ab	49.70 a	**
8	37.77 c	43.26 bc	51.50 ab	61.10 a	***
9	56.78	51.82	52.71	59.96	ns
10	52.05	-	46.15	50.57	ns
11	47.80	-	51.00	51.09	ns

ns: no significativa; *P< 0,05; **P<0,01; ***P<0,001

[a] valores seguidos de la misma letra indica que no hay diferencia significativa (P<0.05) según la prueba DMS, dentro de la fila.

De manera similar al rendimiento total, cuando la disponibilidad inicial de P fue baja o media (sitios 1, 4, 5, 6, 7 y 8) la aplicación de P aumentó el rendimiento comercial, mientras que en los suelos con P-Bray mayor a 28 mg kg^{-1} (sitios 2, 3, 9, 10 y 11), no se registró incremento significativo del rendimiento comercial (datos no mostrados). En experiencias de campo realizadas en suelos de media a alta disponibilidad inicial de P, Maffei *et al*. (2013), Rosen & Bierman (2008) y

Hochmuth *et al*. (2002) también concluyen que la fertilización fosfatada no modifica el rendimiento comercial. Integrando la información de todos los sitios, se determinó estrecha relación entre el rendimiento total y comercial (Figura 1), demostrando que una alta proporción de los tubérculos cosechados son de tamaño adecuado para el procesamiento industrial.

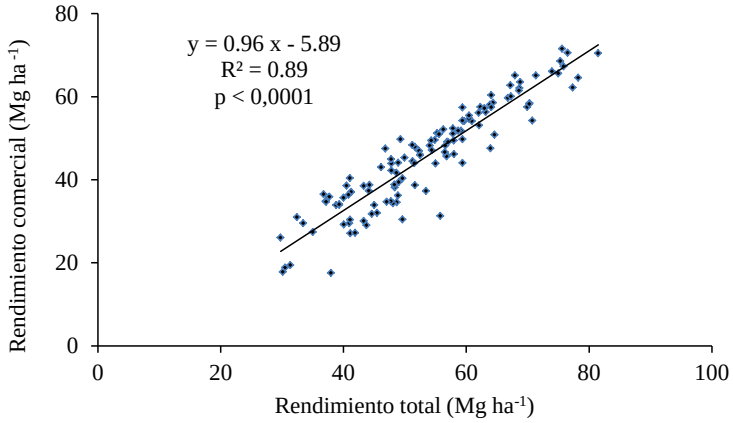


Figura 1: Relación entre el rendimiento total y comercial (tubérculos mayores a 50 mm) expresados en peso fresco

El rendimiento total y la distribución por tamaño de los tubérculos a la cosecha (rendimiento comercial) son la consecuencia de lo ocurrido durante el ciclo de crecimiento. El número de tubérculos se define en los primeros estadíos de crecimiento y desarrollo de la planta (inicio de tuberización), en tanto que el tamaño aumenta a medida que progresa el cultivo debido a que en la etapa de llenado los tubérculos se convierten en el destino más importante de carbohidratos y nutrientes de la planta (Echeverría & Giletto, 2015). Por esta razón, se investigó el efecto de la fertilización con P sobre el número y peso promedio de tubérculos a lo largo del ciclo en algunos sitios con baja, media y alta disponibilidad inicial de P. Los resultados muestran que la fertilización afectó el número de tubérculos*m^{-2} según el P-Bray. En suelos con disponibilidad inicial baja (sitios 6 y 8) y media (sitios 1 y 7) la fertilización tendió a incrementar el número de tubérculos durante la mayor parte del ciclo de crecimiento. Mientras que en el sitio 2, de alta disponibilidad inicial, el efecto positivo de la fertilización se puso de manifiesto solo en etapas tempranas de crecimiento. A modo de ejemplo se muestra la evolución del número de tubérculos*m^{-2} del sitio 2, 7 y 6 (Figura 2a, 2b y 2c).

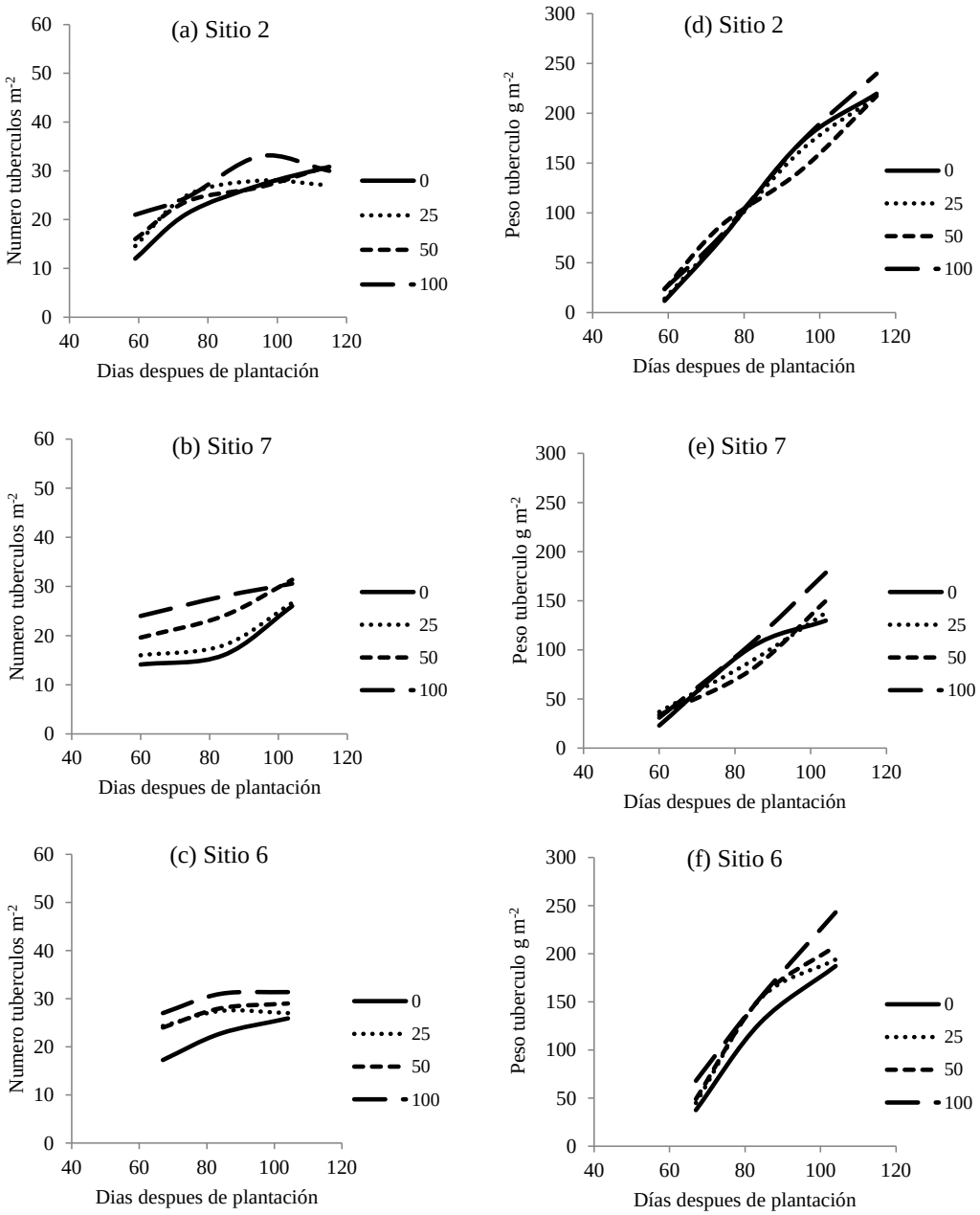


Figura 2: Efecto de la dosis de fertilización fosfatada (0, 25, 50 y 100 kg P ha^{-1}) sobre el número y peso promedio de los tubérculos a lo largo del ciclo de crecimiento del cultivo de papa, en suelos con alta (sitio 2), media (sitio 7) y baja (sitio 6) disponibilidad inicial de P.

El peso promedio de los tubérculos durante el ciclo de crecimiento también dependió de la fertilización y de la disponibilidad inicial de P en el suelo. En suelos con baja a media disponibilidad inicial de P (sitios 1, 6, 7 y 8), la fertilización incrementó el peso promedio de los tubérculos durante la mayoría del ciclo de crecimiento. Por el contrario, en el sitio 2, de alta disponibilidad inicial, el peso promedio de los tubérculos no fue significativamente diferente entre los tratamientos en ningún momento del ciclo. El peso promedio de los tubérculos fue 18 y 223 g a los 59 y 100 días después de plantación, respectivamente. A modo de ejemplo se muestra la evolución del peso promedio de los tubérculos[2] del sitio 2, 7 y 6 (Figura 2d, 2e y 2f)

Los resultados confirman que la nutrición fosfatada juega un rol importante en regular la cantidad y tamaño de los tubérculos durante la estación de crecimiento y como consecuencia a la cosecha. En suelos con disponibilidad inicial baja o media, el agregado de P promueve el aumento del número y del tamaño de los tubérculos durante todo el ciclo de crecimiento. En el sitio con alta disponibilidad inicial de P, la fertilización incrementó el número y tamaño de los tubérculos a los 60 días después de plantación, sin embargo en la medida que avanzó el crecimiento del cultivo no todos

los tubérculos producidos pudieron ser retenidos, y en el siguiente muestreo (etapa de llenado de tubérculos) el número y tamaño de los tubérculos de los tratamientos fertilizados y sin fertilizar no fueron estadísticamente diferentes. Esto explicaría la falta de respuesta en rendimiento total y comercial. Jenkins & Ali (2000) también concluyen que el balance entre número de tubérculos formados y retenidos claramente es influenciado por el nivel de P aplicado en relación al nivel de P residual en el suelo.

CONCLUSIÓN

El rendimiento total de tubérculos estuvo estrecha y positivamente asociado al rendimiento comercial, representando los tubérculos de tamaño no comercial (descarte) el 11% del total de tubérculos frescos. Bajo las condiciones de crecimiento del cultivo de papa en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, el número y tamaño de los tubérculos aumenta con el agregado de P en sitios con bajo o medio P Bray.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo presenta resultados parciales de la Tesis de Doctorado (FCA-UNMP) del Ing. Agr. Kevin Lattour y fue financiado por el proyecto de investigación Diagnóstico foliar de nutrientes en papa para industria aprobado por la UNMdP (Código: Min.: 15/A529 Univ.: AGR527/17).

BIBLIOGRAFÍA

- Caldiz, DO. 2006. Producción, cosecha y almacenamiento de papa en la Argentina. McCain Argentina SA, Balcarce-BASF Argentina SA (Eds.), Capital Federal. Argentina. 226 p.
- Echeverria HE & CM Giletto. 2015. Papa. En: Echeverría H.E.; García F.O. (eds.) Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos. Editorial INTA. Buenos Aires, Argentina. pp. 585-608.
- Hochmuth G; P Weingartner; C Hutchinson; A Tilton & D Jesseman. 2002. Potato yield and tuber quality did not respond to phosphorus fertilization of soils testing high in phosphorus content. *HortTechnology*, *12*(3), 420-423.
- Hopkins BG; JW Ellsworth; AK Shiffler; TR Bowen & AG Cook. 2010. Pre-plant versus in-season application of phosphorus fertilizer for Russet Burbank potato grown in calcareous soil. Journal of Plant Nutrition 33: 1026–1039.
- Maffei M; I Quintero & L Razuri. 2013. Effects of different soil water tension and fertilization levels on the components in potato yields (Solanum tuberosum L.). Revista de la Facultad de Agronomía de la Universidad del Zulia, *30*(4), 529-550.
- Rosen CJ & PM Bierman. 2008. Potato yield and tuber set as affected by phosphorus fertilization. Am. J. Potato Res. 85, 110-120.
- Viani PG. 2010. Incidencia de nitrógeno, fosforo y azufre sobre variables de calidad industrial en papa (cv. Innovator. Trabajo de tesis para optar al título de Ingeniero Agrónomo. Facultad de Ciencias Agrarias. UNMdP**.**
- Zamuner EC; J Lloveras & H Echeverría. 2016. Comparison of Phosphorus Fertilization Diagnostic Methods of Potato in Mollisols. *Agronomy Journal*, *108*(3), 1237-1245.
- Zelalem A; T Tekalign & D Nigussie. 2009. Response of potato (Solanum tuberosum L.) to different rates of nitrogen and phosphorus fertilization on vertisols at Debre Berhan, in the central highlands of Ethiopia. *African Journal of Plant Science*, *3*(2), 016-024.

C3P87. MINERALIZACIÓN DE N APARENTE A ESCALA INTRAPARCELA

Zubillaga, M Mercedes; Di Beco, Eliana; Micheloud, José y Sanahuja, M. Eugenia

Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía. Av. San Martín 4453, CABA, Argentina. Email: mzubilla@agro.uba.ar

RESUMEN

La mineralización aparente (Nap) cuantifica la capacidad de los suelos de aportar N a los cultivos. La aproximación experimental a campo tiene un elevado costo en tiempo y recursos, por ello se propone integrar el análisis experimental a la utilización de modelos de simulación agronómicos. Los objetivos del trabajo fueron: cuantificar la variabilidad temporal del Nap estimado con CERES-Maíz y relacionar la variabilidad temporal y espacial con variables de sitio. El experimento fue realizado Vedia ubicado en la subregión de la Pampa Interior Plana. Se seleccionó un área de 9,6 ha, sobre la cual se realizó un muestreo sistemático (40 m x 60m) sobre 40 sitios georreferenciados. En cada nodo se cuantifico Nap a través de un balance de masas de N y además la altimetría relativa, carbono orgánico y textura. Para cada sitio intraparcela (S_1 al S_{40}) se corrió el modelo con una serie climática histórica (1981-2014) para evaluar la variabilidad temporal del Nap. El modelo CERES-N simuló el N mineralizado durante el ciclo del cultivo de maíz con un error promedio del 20%, mostrando sensibilidad a escala de lote, preferentemente relacionados con la calidad del sustrato a mineralizar y la capacidad de almacenamiento de agua. El parámetro SLNF igual a 2,5 ha sido seleccionado en la calibración de la subrutina CERES-N por su mejor ajuste. Los sitios con mayor calidad de suelo, ubicados en la posición más baja del lote, presentaron mayor variabilidad temporal del Nap con un rango de 105 a 190 kg N*ha^{-1}. Los sitios ubicados en las posiciones de loma muestran menores contenidos de Nap y rango de variabilidad, siendo los límites de 47 a 108 kg N*ha^{-1}. CERES-N v.3 se presenta como una herramienta promisoria para estimar el aporte de Nap y por ende para apoyar las decisiones de la fertilización N variable.

Palabras clave: Variabilidad intraparcela; variabilidad temporal; CERES-Maíz; agricultura de precisión

INTRODUCCIÓN

Para evitar la fertilización innecesaria de N es importante que los sistemas de recomendación de fertilizantes nitrogenados contabilicen la mineralización de N durante el ciclo del cultivo (Zebarth *et al.*, 2009). Los sistemas de recomendación de nitrógeno, generalmente representados por modelos simplificados (Schepers & Meisinger, 1994), definen a la dosis de N como la diferencia entre la demanda de N por el cultivo y la oferta de N por el suelo. La oferta del N disponible para un cultivo se representa por el N inorgánico a la siembra y del N mineralizado durante el ciclo del mismo. El desarrollo de sistemas de producción sustentables requiere de mayor conocimiento de la dinámica y variación espacial de las propiedades del suelo, así como de la respuesta de los cultivos. Distintas tecnologías adoptadas recientemente permiten evaluar la variabilidad espacial y temporal tratando de explicar la heterogeneidad en los rendimientos de los cultivos (Kravchenko & Bullock, 2000; Godwin *et al.*, 2003). La mineralización aparente (Nap) es comúnmente utilizada como variable de evaluación de la capacidad de los suelos de aportar N a los cultivos a campo y su utilización es especialmente aceptable en agroecosistemas como los pampeanos donde las pérdidas de N son bajas (Álvarez *et al*., 2015). Por lo tanto, en este análisis el Nap es un estimador del nitrógeno mineralizado por el suelo desde la materia orgánica humificada y la descomposición de los residuos durante el ciclo del cultivo de maíz. La aproximación experimental a campo tiene un elevado costo en tiempo y recursos para generar información que permita comprender las complejas interacciones entre suelo, clima y vegetal. Una manera de suplir esta limitación es integrar el análisis experimental a la utilización de modelos de simulación agronómicos. Estos modelos reproducen mediante algoritmos matemáticos procesos funcionales de los cultivos permitiendo reproducir su comportamiento en diversas condiciones e incorporando el efecto aleatorio del clima al diseño de estrategias de manejo del cultivo. Los modelos de simulación agronómicos pueden ser herramientas poderosas para evaluar la liberación de N desde residuos y humus pero solo si son validados a campo (Zubillaga *et al.*, 2007). En Argentina, a mediados de la década de 1990, los modelos de la familia DSSAT v3.5 (Jones *et al*., 1998; Ritchie *et al*., 1998) han sido utilizados para apoyar la planificación y manejo de los cultivos de granos en regiones pampeanas y extrapampeanas (Satorre *et al.*, 2005). CERES-N simula los procesos de mineralización, inmovilización, nitrificación y desnitrificación (Godwin & Jones, 1991). El modelo asume que el N en la fracción humus se descompone según una cinética de primer orden con una velocidad máxima de $8{,}3\times10^{-5}$ día^{-1} bajo condiciones no limitantes. Esta constante de mineralización se corrige por un factor que permite al usuario del modelo

modificarla según los suelos específicos y la época del año (SLNF). Por esto es de suma importancia contar con herramientas que permitan reproducir el comportamiento de los cultivos, de manera de predecir diferentes procesos y así desarrollar esquemas de decisión de manejo. La utilización de estos modelos requiere previamente de su calibración, validación y del reconocimiento de su dominio de aplicación. Los modelos de simulación que forman parte del DSSAT han sido calibrados y validados para la región Pampeana (Travasso & Delécolle, 1995; Travasso & Magrin 1998; Mercau & Satorre, 2001; Salvagiotti, *et al*., 2003). Las evaluaciones realizadas han demostrado que estos modelos simulan de manera aceptable la productividad y su variabilidad bajo diferentes situaciones productivas. Sin embargo, existe escasa información generada con el modelo CERES-Maíz a escala intralote considerando los rendimientos y dinámica del N del suelo. El objetivo general de este trabajo fue cuantificar la variabilidad espacial y temporal del Nap para el cultivo de maíz a escala de lote. En este sentido, se propone utilizar la subrutina N del modelo CERES (Godwin & Jones, 1991) para simular la mineralización de N a escala intraparcela. Los objetivos del trabajo fueron: cuantificar la variabilidad temporal del Nap estimado con CERES-Maíz y relacionar la variabilidad temporal y espacial con variables de sitio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación del área estudio

El experimento fue realizado en la localidad de Vedia (Partido de Alem, Buenos Aires, 34º23'S, 61º35'W) perteneciente al establecimiento Las Balas ubicado en la subregión de la Pampa Interior Plana. El clima es templado húmedo con precipitaciones medias de 1014 mm anuales (período 1970-2014) y temperaturas medias estivales de 22,3ºC e invernales de 10,1ºC. Se seleccionó un sector de una parcela del establecimiento con una equilibrada y homogénea distribución de los suelos de mayor representatividad de esta subregión de la Región Pampeana. Los suelos predominantes en la región son Hapludoles énticos y Hapludoles típicos, ubicados en las posiciones topográficas de loma y bajo respectivamente. El experimento se realizó en un lote bajo agricultura en siembra directa por los últimos seis años. Se sembró el híbrido de maíz Monsanto AW 190 MG, con una densidad de 76000 semillas ha^{-1} y la distancia entre hileras fue de 0,525 m. Se realizó una fertilización base con 100 kg de fosfato monoamónico (MAP) a la siembra.

Determinaciones en grilla georreferenciada

Se seleccionó un área de 9,6 ha, sobre la cual se realizó un muestreo sistemático sobre 40 sitios de muestreo de 60m x 40m cada uno, ubicados sobre una grilla georreferenciada. La metodología del balance de masas aplicado a la fracción de N mineral del suelo permite estimar un término que representa la mineralización aparente (Nap), definida como la mineralización neta desde el N orgánico del humus y la descomposición neta de los residuos del cultivo antecesor. El N mineralizado aparente (Nap) durante el ciclo del cultivo fue estimado para cada nodo de la grilla a través de un balance de masas de N, siendo el mismo la suma del N total acumulado en el vegetal (grano más rastrojo) más el N inicial menos el N residual (Schepers & Meisinger, 1994). Los momentos de muestreo y determinaciones para cuantificar el perfil de nitratos por la técnica de diazotación con SNEDD (Marbán, 2005) fueron dos: inicio del cultivo (N inicial) y a madurez fisiológica (N residual). A madurez fisiológica (R6) la biomasa aérea acumulada en grano y rastrojo; N acumulado por el vegetal en ambos compartimientos mediante la determinación de la concentración de nitrógeno (Page *et al*., 1982). En cada nodo (S_1 al S_{40}) de la grilla fue caracterizada la cantidad de C orgánico, textura y altimetría relativa.

Modelo Ceres-Maíz (subrutina N)

La subrutina N del modelo CERES_Maiz v.3.5 asume una cinética de primer orden para la mineralización de N orgánico del humus con una tasa máxima de mineralización de 8,3 10^{-5} $día^{-1}$ y ajustada por un factor (SLNF=2.5) que permite al usuario calibrar la tasa máxima (k_0) para los suelos específicamente. Para cada sitio intraparcela (S_1 al S_{40}) se corrió el modelo con una serie climática histórica para evaluar la variabilidad temporal del N mineralizado. Los datos de precipitación y temperaturas diarias del período 1981 a 2014 utilizados como serie histórica climática fueron suministrados por el Servicio Meteorológico Nacional de la Estación Meteorológica de Junín y datos complementarios del Establecimiento Las Balas. El modelo fue evaluado con la metodología propuesta por Whitmore (1991). Se incluyeron coeficientes de correlación (*r*) y la raíz del cuadrado medio del error (RMSE). El coeficiente de correlación es una medida del grado de asociación entre los datos simulados y medidos. La raíz del cuadrado medio del error $\{RMSE=[\sum(\text{simulado} - \text{medido})^2/N]^{0.5}\}$, cuantifica la dispersión entre los datos medidos y simulados.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El modelo CERES-N simuló el N mineralizado durante el ciclo del cultivo de maíz para la zona en estudio mostrando sensibilidad a los cambios de sitios a escala de parcela, preferentemente relacionados con la calidad del

sustrato a mineralizar y la capacidad de almacenamiento de agua (Figura 1). El parámetro SLNF ajusta la mineralización a partir de la materia orgánica del suelo, la simulación con SLNF=2,5 presentó mejor ajuste. El modelo tuvo un error (RMSE=31) cercano al 21,2 % del valor promedio observado de Nap de 149 kg N*ha^{-1}.

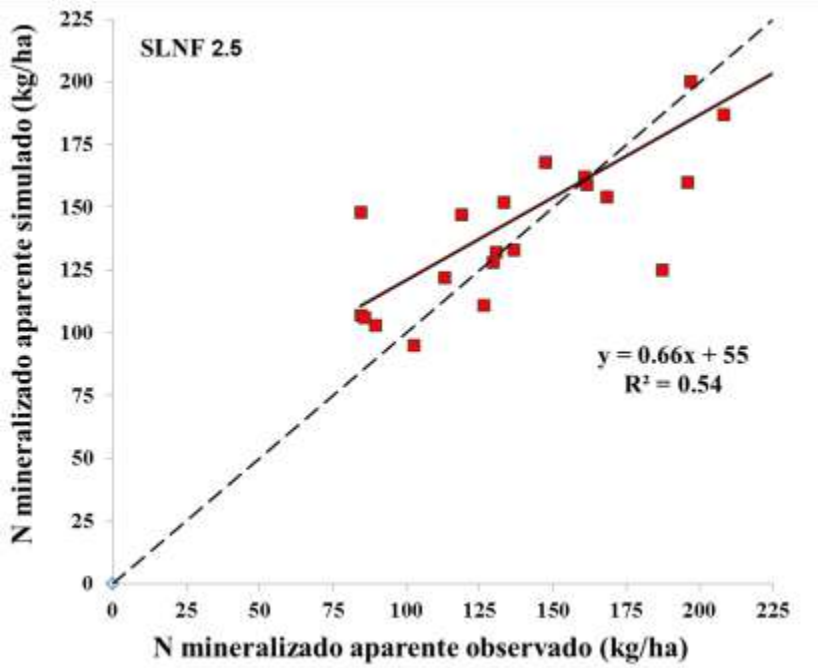


Figura 1. N mineralizado observado vs N mineralizado simulado con la subrutina CERES N v. 3.5. La línea punteada indica relación 1:1.

La mineralización de N aparente a escala intraparcela presento una respuesta diferencial según el escenario climático. La inclusión de la serie climática permite evidenciar que cada sitio del lote responde de manera diferente a las variaciones de temperaturas y precipitaciones anuales en el N mineralizado (Figura 2).

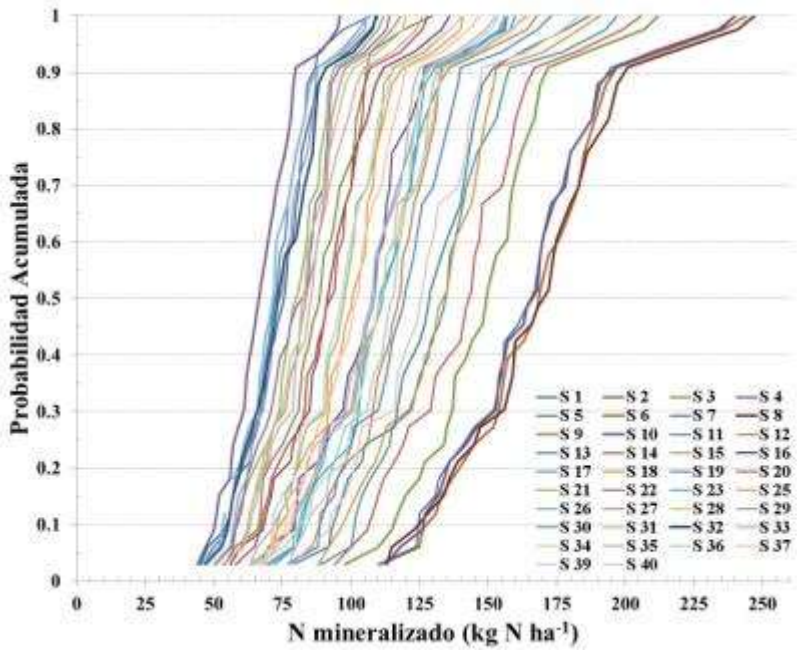


Figura 2. Probabilidad (frecuencia) acumulada del N mineralizado durante el cultivo de maíz en distintos sitios intraparcela (Serie histórica 1981-2014).

Los sitios ubicados a la izquierda de la Figura 1, presentan no solo una menor cantidad de N mineralizado sino también una menor variabilidad frente a la variabilidad climática. Para estos sitios se alcanza en promedio 65 kg N*ha^{-1}, del N mineralizado en el 50 % de los años con un CV= 20%. En cambio, los sitios ubicados hacia la derecha de la Figura, muestran en promedio 170 kg N*ha^{-1} de N mineralizado, en el 50 % de los años y además una mayor variabilidad interanual expresada por la mayor pendiente de la curva de probabilidad acumulada.

La relación de las variables climáticas con el N mineralizado durante el cultivo se presenta en la Figura 3. La principal variable que se relaciona con el N mineralizado durante el ciclo del cultivo de maíz ha sido las precipitaciones acumuladas desde septiembre a febrero. Dicha variable también modifica la temperatura máxima registrada en el período y por ende a la amplitud térmica.

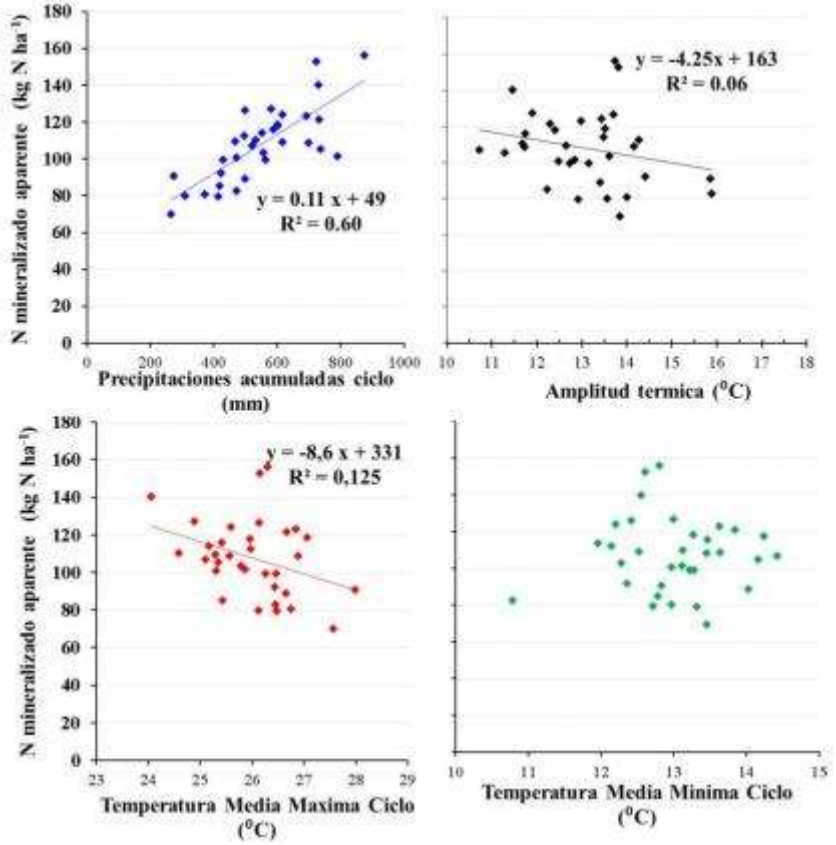


Figura 3: Relación del N mineralizado aparente (kg N*ha^{-1}) simulado para 40 sitios intraparcela y las variables climáticas de la serie histórica (1981-2014)

Las precipitaciones promedio acumuladas para el ciclo del cultivo fueron de 549 mm con un mínimo de 266 mm para la campaña 1999/2000 y un máximo de 875 mm para la campaña 2009/2010. En Argentina, se encontró que durante los meses de verano (Noviembre a Febrero) la relación entre precipitaciones y temperatura fue inversa (Rusticucci & Penalba, 2000). Por lo tanto, los veranos cálidos/frescos se asocian con precipitaciones por debajo/arriba de la media (Rusticucci & Penalba, 2000). Las precipitaciones acumuladas en el ciclo del cultivo (Septiembre-Febrero) se han relacionado significativamente de manera inversa con la temperatura máxima media (r= -0.33; p=0.05) y con la amplitud térmica (r= -0.38; p=0.03).

Las causas principales que podrían explicar el diferente comportamiento entre sitios son las características altimétricas, contenido de materia orgánica y textura de los suelos. La cantidad de agua disponible para la transpiración de los cultivos depende en primer lugar de las precipitaciones. Sin embargo, el tipo de suelo - a través de su capacidad de retención y almacenamiento de agua juegan un papel de gran importancia en la determinación de los balances hídricos (Quiroga *et al.*, 2005; Damiano, 2008). El comportamiento disímil entre sitios se relaciona con la variabilidad intraparcela de las características edáficas y topográficas existentes. El N mineralizado disminuye al aumentar la proporción de arena en los suelos. Cuando la concentración de arena fue menor las diferencias entre los valores alcanzados para cada probabilidad acumulada fueron mayores (Figura 4), es decir, a medida que disminuye el contenido de arena, se incrementa la variabilidad de N mineralizado en términos absolutos.

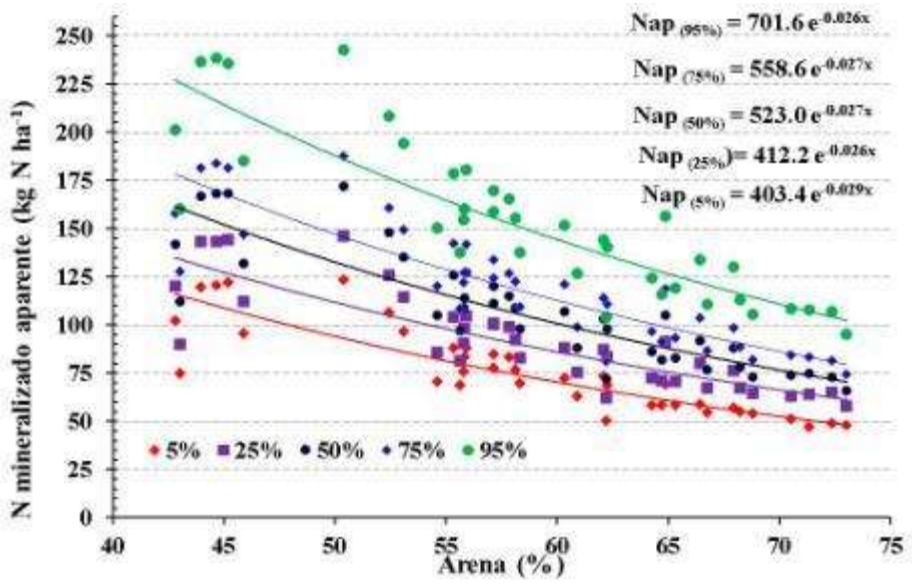


Figura 4. Probabilidades del N mineralizado simulado (5; 25; 50; 75 y 95 % de la probabilidad acumulada) según A. la concentración de arena de los sitios intralote y B. la concentración de C orgánica de los sitios.

La cantidad de N mineralizado aumentó con la concentración de C orgánico (Figura 5). La variabilidad del C orgánico a escala de lote fue de 1 % a 2,5%. Cuando los sitios presentan C orgánico del 1 % la probabilidad de alcanzar valores de N mineralizado (N_{ap}) superiores a 105 kg N/*ha^{-1} ha sido sólo del 5 %. Por otro lado, en un 95% de los años han alcanzado valores superiores a 50 kg N*ha^{-1}. En cambio, en el extremo superior de C orgánico registrado (2,4%) la cantidad mínima es de 120 kg N*ha^{-1} y solo se logran valores superiores a 240 kg N*ha^{-1} en solo un 5 % de los casos. El N mineralizado a escala intraparcela presentó variabilidad temporal.

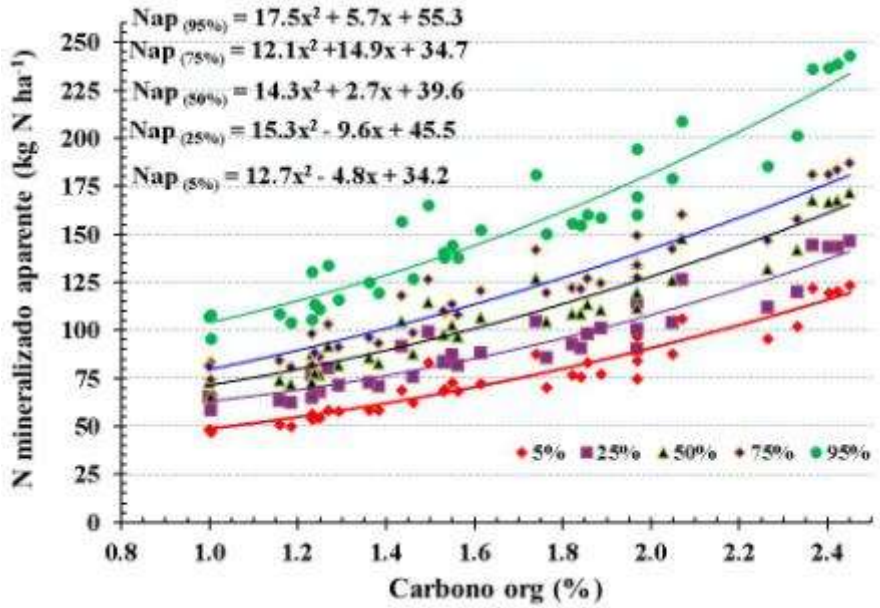


Figura 5: Probabilidades del N mineralizado simulado (5; 25; 50; 75 y 95 % de la probabilidad acumulada) según la concentración de C orgánica de los sitios.

Los sitios de mayor calidad de suelo (menor arena y mayor carbono orgánico) ubicados en las posiciones más bajas de la parcela han presentado mayor variabilidad temporal. Estos resultados permitirían un manejo optimizado de los insumos al evaluar la probabilidad de la cantidad de N mineralizado durante el ciclo del cultivo de maíz según la calidad del sitio de la parcela.

CONCLUSIONES

El modelo CERES-N simuló el N mineralizado durante el ciclo del cultivo de maíz para la zona en estudio con un error promedio del 20%, mostrando sensibilidad a los cambios de sitios a escala intraparcela, preferentemente relacionados con la cantidad del sustrato a mineralizar y la capacidad de almacenamiento de agua. El análisis de la variabilidad temporal del N mineralizado a escala de parcela, permite estimar la probabilidad de ocurrencia de niveles de aportes por esta vía. Los sitios con mejor calidad de suelo han mostrado una mayor variabilidad temporal relacionada principalmente con la concentración de arena y carbono orgánico. En consecuencia, el modelo CERES-N v.3 se presenta como una herramienta promisoria para estimar el aporte de N mineralizado durante el ciclo del cultivo y por ende para apoyar las decisiones de ajustar la dosis de N de la fertilización variable a escala de parcela.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la financiación a la Universidad de Buenos Aires (UBACyT 20020150100155BA).

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, R. 2015. Fertilidad de suelos y fertilización en la Región Pampeana. Ed Editorial Facultad de Agronomía UBA. 485 pp.
- Godwin, DC & CA Jones. 1991. Nitrogen dynamics in soil-plant systems. In: Hanks, J. Ritchie, J.T. (Eds.) Modeling plant and soil systems. Agron. Monogr. 31. ASA, CSSA, SSSA, Madison, WI, pp. 287-322
- Godwin, RJ & PC Miller., 2003. A review of the technologies for mapping within-field variability. Biosyst. Eng. 84: 393-407.
- Jones, JW; GY Tsuji; G Hoogenboom; LA Hunt; PK Thornton; PW Wilkens; DT Imamura; WT Bowen & U Singh. 1998. Decision support system for agrotechnology transfer; DSSAT v3. In: Tsuji, G.Y., Hoogenboom, G., Thornton, P.K. (Eds.), Understanding Options for Agricultural Production. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands, pp. 157 /177.
- Kravchenko, AN & DG Bullock. 2000. Correlation of corn and soybean grain yield with topography and soil properties. Agron. J. 92: 75-83
- Marban, L. 2005. Tecnologías en análisis de suelos. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo. Pág. 131-138. Buenos Aires, Argentina.
- Mercau, J; E Satorre, et al. 2001. Evaluación a campo del comportamiento del modelo Ceres en cultivos de maíz del norte de la provincia de Buenos Aires. Proceedings of VII Congreso Nacional de Maíz, Pergamino, Argentina.
- Page, AL. 1982. Methods of soil analysis. Chemical and microbiological properties. 2º ed. (Part2), in the series Agronomy. American Society of Agronomy, Inc. SSSA, Inc. Publisher, Madison, Wisconsin, USA, 1159pp.
- Rusticucci, M & O. Penalba. 2000. Interdecadal changes in the precipitation seasonal cycle over Southern South America and their relationship with surface temperature. Climate Res.16: 1-15.
- Salvagiotti, F & J Castellarín. 2003. El modelo de simulación CERES como herramienta en el diagnóstico de la fertilización nitrogenada en trigo. Informaciones Agronómicas del Cono Sur 17.
- Schepers, JS & JJ Meisinger. 1994. Field indicators of nitrogen mineralization. In: Havlin J, Jacobsen J (eds) Soil testing: Prospects for improving nutrient recommendations. SSSA Spec. Pub. No. 40. SSSA-ASA. Madison, Wisconsin USA
- Travasso, MI & GO Magrin. 1998. Utility of CERES-Barley under Argentine conditions. Field Crops Res. 57: 329:333.
- Travasso, MI & R Delécolle. 1995. Adaptation of the CERES-Wheat model for a large area yield estimation in Argentina. European J. of Agronomy 4: 347:353.
- Whitmore, AP. 1991. A method for assessing the goodness of computer simulation of soil processes. J. Soil Sci. 42: 289-299.
- Zebarth, BJ; C Dury; N Tremlay & AN Cambouris. 2009. Opportunities for improved fertilizer nitrogen management in production of arable crops in eastern. Canada: A review. Can. J. Soil Sci. 89:113–132.
- Zubillaga, M M; M L Cabrera; D Kissel & J Rema. 2007. Modelling field scale N mineralization in coastal Plain soil. Ecol Modell. 207: 243-250.

C3P88. USO DE SENTINEL Y LA FERTILIZACIÓN N EN MAÍZ TARDÍO A ESCALA INTRAPARCELA

Zubillaga, M Mercedes; Leanes, Lorenzo; Osinaga, Natalia y Pérez, Maximiliano

Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía. Departamento de Ingeniería y Uso de la Tierra. Catedra de Fertilidad y Fertilizantes. Av. San Martín 4453, CABA, Argentina. Email: mzubilla@agro.uba.ar

RESUMEN

El retraso en la fecha de siembra significa una mejor sincronización entre los requerimientos del cultivo y la oferta del suelo, esperándose una menor respuesta a la fertilización N en los maíces tardíos. Los índices espectrales (IE) y la diferencia de vegetación normalizada (NDVI) permiten mapear ambientes con distinta productividad al relacionarse con variables biofísicas. Los objetivos fueron: evaluar la respuesta a la fertilización N en dos ambientes delimitados a escala de lote, comparar los IE construidos con diferentes sensores remotos, y determinar su relación con los rendimientos. El experimento fue conducido en la localidad de Fortín Tiburcio. La parcela estudiada presentó variabilidad asociada a Hapludoles énticos en la zona de baja productividad (BP) y Hapludoles típicos en zona de alta productividad (AP). Se realizó un diseño factorial completo en 3 bloques con: 2 ZM (AP y BP) y 3 niveles de N (0,80 y 130 kg ha^{-1}). Los rendimientos medios fueron 8110 kg ha^{-1}, hubo interacción ZM*Dosis de N en la respuesta a la fertilización. El rendimiento tuvo una relación positiva con la dosis de N en los ambientes de BP. Las diferencias de rendimientos entre ZM fueron significativas en los tratamientos sin fertilización pudiendo atribuirse a la mayor mineralización de N de AP. La reflectancia del cultivo se capturó con un radiómetro multiespectral portátil y a partir de una imagen del satélite Sentinel 2A en la etapa de 7 hojas expandidas. Los valores de NDVI de ambos sensores presentaron alta correlación (r^2=0,73). El rendimiento correlacionó mejor con los registros capturados con el sensor proximal (r^2=0,83) vs Sentinel (r^2=0,69). El IE evaluado presentó diferencias significativas según la dosis de N y las ZM. En conclusión, el uso de NDVI permitiría desarrollar modelos de dosificación variable según ZM a escala intraparcela. Los índices capturados desde ambas plataformas tuvieron buen ajuste.

Palabras claves: agricultura de precisión; radiómetro multiespectral, NDVI

INTRODUCCIÓN

En la región pampeana el cultivo de maíz se ha implantado tradicionalmente en siembras tempranas (Septiembre-Octubre), sin embargo, en los últimos años, han aumentado los sistemas de producción en donde el maíz se siembra en fechas tardías (Noviembre-Diciembre). La disponibilidad de nitrógeno (N) en la región pampeana es uno de los factores que con mayor frecuencia condiciona el rendimiento del cultivo de maíz, por lo que la aplicación de este nutriente se encuentra ampliamente difundida. A medida que la fecha de siembra se retrasa mejora la sincronía entre los requerimientos del cultivo y la oferta del suelo. Este último término, aumenta por la mayor mineralización del N orgánico de los suelos, ya que el cultivo de maíz se implantará en una época de mayor disponibilidad de agua y mayores temperaturas.

Los principales suelos que caracterizan a la Pampa Arenosa son Hapludoles típicos y énticos (INTA, 1989), encontrándose dicha variabilidad a nivel intralote que se refleja también en los rendimientos. Por esta característica se potencian las ventajas del manejo por ambientes en dicha región (Zubillaga *et al.*, 2006). A escala de lote, la respuesta a la fertilización en maíces tempranos es diferencial según los ambientes y condiciones climáticas de la campaña. En un ensayo en el oeste de Buenos Aires, se encontró que la dosis óptima económica (DOE) varió según la productividad de los ambientes intraparcela, con DOE de 154,58 y 70 kg N ha^{-1}, para las zonas de alta, media y de baja productividad respectivamente (Redel *et al*., 2014). Resultados similares han sido citados por numerosos autores, encontrando interacción entre zonas de manejo (ZM) y dosis de N a escala intraparcela (Bongiovanni, 2002; Mamo *et al*, 2003; Anselin *et al.*, 2004; Gregoret *et al.*, 2006). Sin embargo, escasa información se releva de experimentos de fertilización en siembras tardías (Barraco *et al.*, 2014; Lardone & Barraco, 2016) y menos aún evaluando la respuesta a N en diferentes ambientes a escala intraparcela.

La variabilidad en la productividad de los cultivos puede ser detectada a través de índices espectrales (IE) provenientes de imágenes satelitales. La Agencia Espacial Europea (ESA, por su siglas en inglés) está desarrollando una nueva familia de satélites llamados Sentinel. A mediados del año 2015 se liberó el satélite Sentinel 2A con una mejor resolución temporal (10 días), espacial (10x10 metros) y espectral (cuenta con 13 bandas, centradas en las longitudes de

onda de 443, 490, 560, 665, 705, 740, 783, 842, 865, 940, 1375, 1610 y 2190 nm) que las imágenes Landsat, de distribución libre. La reflectancia espectral permite describir la nutrición nitrogenada de los cultivos (Zubillaga & Urricariet, 2005; Bodo & Schmidhalter, 2008). El uso de los IE calculados a partir de imágenes satelitales resultaría en una herramienta promisoria para evaluar la variabilidad de la respuesta de nitrógeno en el cultivo de maíz tardío.

Se propone como objetivos evaluar la respuesta a la fertilización N en dos ambientes contrastantes delimitados en un lote de producción y comparar los IE construidos con imágenes Sentinel 2A y sensores proximales; y determinar su relación con los rendimientos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación del área estudio y tratamientos

El ensayo fue conducido en el establecimiento La Rinconada (34°24'58'' Sur; 61°08'20'' Oeste), localidad de Fortín Tiburcio (Provincia de Buenos Aires), subregión Pampa Arenosa subhúmeda. La parcela de estudio presentó variabilidad asociada a dos tipos de suelos: Hapludoles énticos de baja productividad (BP) en las posiciones más elevadas del relieve y Hapludoles típicos de alta productividad (AP), desarrollados entre las lomas. Se diseñó un experimento de fertilización nitrogenada en ambas ZM. El híbrido utilizado fue DK 7310 VT3Pro, se fertilizó a la siembra con 80 kg de superfosfato triple (equivalente a 46 kg de P_2O_5 por hectárea). La siembra se realizó el 1/12/16, con densidad objetivo de 66.000 plantas por hectárea (30 cm entre plantas en la hilera, 52 cm entre hileras), siendo soja de primera el cultivo antecesor. El ensayo contó con tres parcelas testigo (N0) en cada ZM y parcelas con dosis crecientes de N (80 y 130 kg N ha^{-1}). La fuente nitrogenada fue urea (46-0-0) y fue aplicada a la siembra.



Figura 1: Ubicación del Establecimiento y delimitación de ambientes: ambiente de baja productividad (rojo) y alta productividad (verde). Los rectángulos indican la zona de las franjas de las dosis N por ambiente (0-80-130 kg N ha^{-1}).

Determinaciones

A madurez fisiológica del cultivo (5/4/17) se realizó la cosecha manual de $2m^2$ por unidad experimental. Se cuantifico el número de granos por espiga y el peso de 1000 granos. Se estimó la eficiencia agronómica para cada tratamiento (EA= kg de aumento en la producción / kg de N aplicado).

Se tomaron registros de reflectancia del canopeo, el 5/1/17, en el estadío de 7 hojas expandidas del cultivo (V7) (Ritchie & Hanway, 1982) con un radiómetro multiespectral Cropscan MR16. En el mismo estadío fenológico (7/1/17) se descargaron imágenes del satélite Sentinel 2A. Con los datos de ambas plataformas se calculó el NDVI según la siguiente ecuación: NDVI = (NIR - Red / NIR + Red) (Rouse *et al.*, 1974; Tucker, 1979). Siendo NIR: Valor de reflectancia en el Infrarrojo cercano (entre 750 y 900 nm de longitud de onda) y Red: valor de reflectancia en el rojo (entre 630 y 700

nm).Se utilizaron la imágenes correspondientes a las bandas 4 (rojo) y la banda 8 (infrarrojo cercano) de Sentinel, ambas con una resolución espacial de 10 metros, para calcular dicho IE utilizando el software QGIS 2.18.4 'Las Palmas'. Del radiómetro espectral se tomaron los valores de reflectancia espectral en los 660 (rojo) y 810 nm (infrarrojo cercano).

La mineralización aparente de N (Nap) se estimó por el método de balance de masas (Schepers & Meisinger, 1994), según la siguiente ecuación: Nap = Nveg – ($N\text{-}NO_{3i}$ – $N\text{-}NO_{3r}$) Siendo Nveg: N acumulado en biomasa vegetal aérea (rastrojo más grano), y $N\text{-}NO_{3i}$ y $N\text{-}NO_{3r}$ el contenido de N de nitratos inicial y residual respectivamente (N en el suelo hasta una profundidad de 90 cm, medidos pre siembra o a madurez fisiológica del cultivo por la técnica de diazotación con SNEED (Marbán, 2005). También se determinó el carbono orgánico por combustión húmeda con el método de Walkley-Black (Nelson & Sommers, 1996)

Se realizó análisis de la varianza (ANOVA) y se utilizó el test de LSD ($p \leq 0,05$) para la comparación de medias, previa comprobación del supuesto de normalidad mediante el test de Shapiro Wilks. La relación entre variables se evaluó ajustando regresiones simples. Se empleó para ello el software estadístico InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2015).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Efecto de la ZM y la dosis de N sobre el cultivo de maíz

La campaña 2016/17 estuvo marcada por elevadas precipitaciones desde fines del invierno y principios de primavera y no hubo déficit de precipitaciones importantes durante el ciclo del cultivo, registrándose en este periodo 607 mm (SMN, 2017). Los rendimientos medios de maíz fueron 8110 kg ha^{-1} (rango: 4100-9800 kg ha^{-1}) y se encontró interacción ZM*Dosis de N. El rendimiento tuvo una relación positiva con la dosis de fertilizante nitrogenado aplicado en los ambientes de BP (Figura 2A) aumentando un 76% con la dosis más alta (8621 kg ha^{-1}) respecto al testigo (4885 kg ha^{-1}). Esto coincide con Proot *et al*., (2011), que citan una respuesta significativa en Hapludoles énticos a la fertilización nitrogenada en una campaña con elevadas precipitaciones en la misma región. En la ZM AP no hubo respuesta (Figura 2A), el rendimiento promedio fue de 9123 kg ha^{-1}. El número de granos por superficie presento interacción ZM*Dosis de N (Figura 2B) y tuvo un comportamiento similar al del rendimiento. En cambio el peso de 1000 granos solo fue afectado por la dosis de N, diferenciándose el tratamiento sin fertilizar del resto ($p<0.05$). La eficiencia agronómica fue diferente entre ambientes ($p<0.05$) siendo de 31 y 7 kg grano kg N aplicado^{-1} para BP y AP respectivamente.

Los ambientes de AP presentaron mayor Nap (110 kg N ha^{-1}), N-Nitratos acumulado hasta los 90 cm de profundidad al inicio del cultivo (55 kg N ha^{-1}) y carbono orgánico 11,5 g kg^{-1}, que los de BP (Nap = 45 kg N*ha^{-1}, N-Nitratos = 44 kg N*ha^{-1} y carbono orgánico (8,3 g kg^{-1}). Esto puede explicar la escasa respuesta a la fertilización en los Hapludoles típicos.

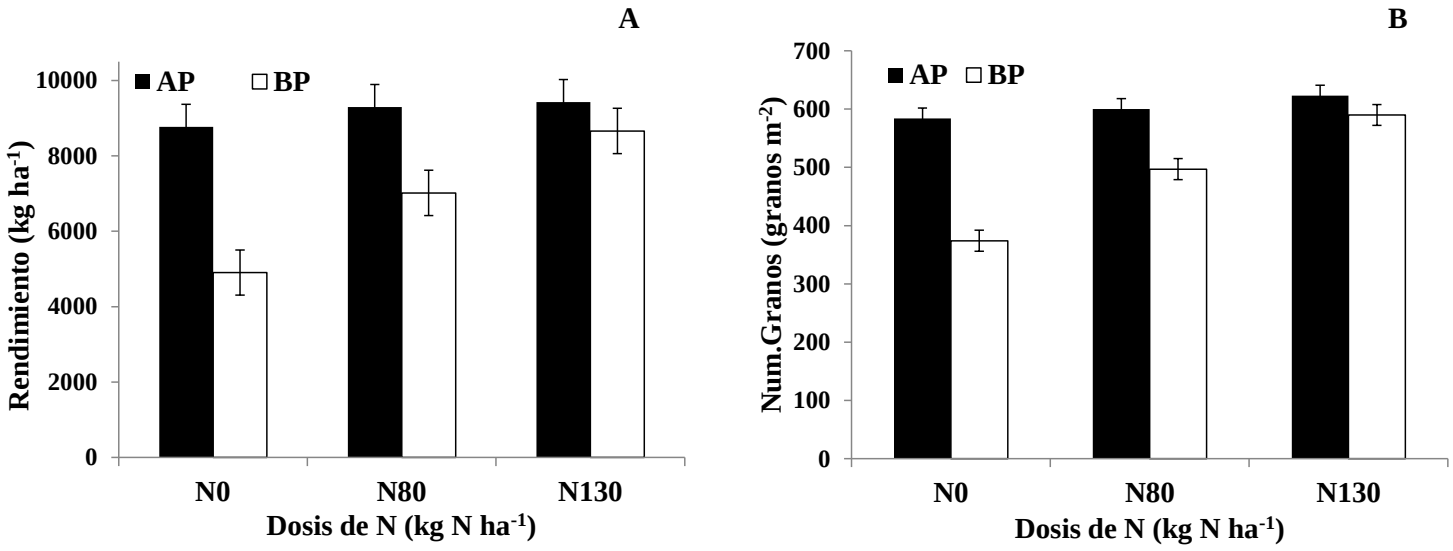


Figura 2: A. Respuesta a la fertilización N del cultivo de maíz tardío para ambientes de alta productividad (AP) y de baja productividad (BP). **B.** Número de granos según zona de manejo.

Efecto de la ZM y la dosis de N sobre el NDVI

El NDVI presentó diferencias según dosis de N sólo para el ambiente de BP ($p<0.05$) (Figura 3). El NDVI calculado a partir del radiómetro proximal permitió diferenciar los tratamientos con agregado de N del testigo, mientras que la imagen Sentinel permitió diferenciar sólo el tratamiento N130 (Figura 3). Los IE muestran mayor diferencia entre ZM para N0.

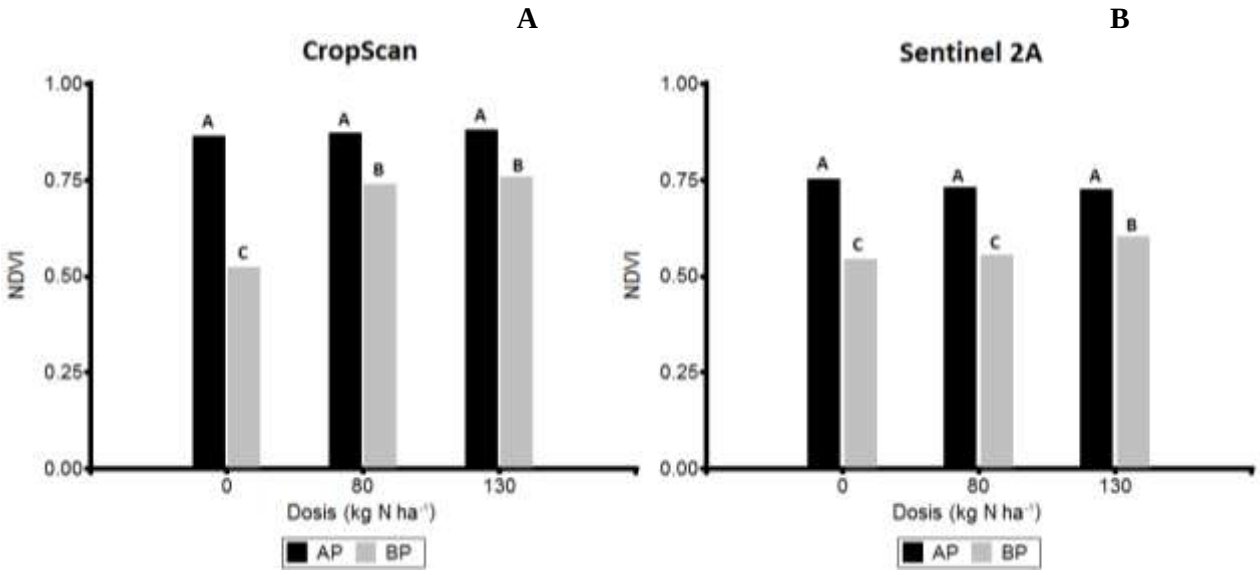


Figura 3: NDVI en función de la dosis de N para ambientes de alta productividad (AP) y de baja productividad (BP). **A** Capturados con sensor proximal y **B** capturados con imagen Sentinel.

El rendimiento correlacionó mejor con los datos de NDVI adquiridos con el sensor proximal que con Sentinel 2A. Los valores de NDVI de los sensores Cropscan y Sentinel 2A presentaron alta correlación entre sí (r^2=0.72). La amplitud entre los valores extremos fue mayor para los datos capturados con el sensor proximal, pudiendo detectar mejor las diferencias entre dosis de N aplicada, ya que esta capturado a una mayor escala de resolución.

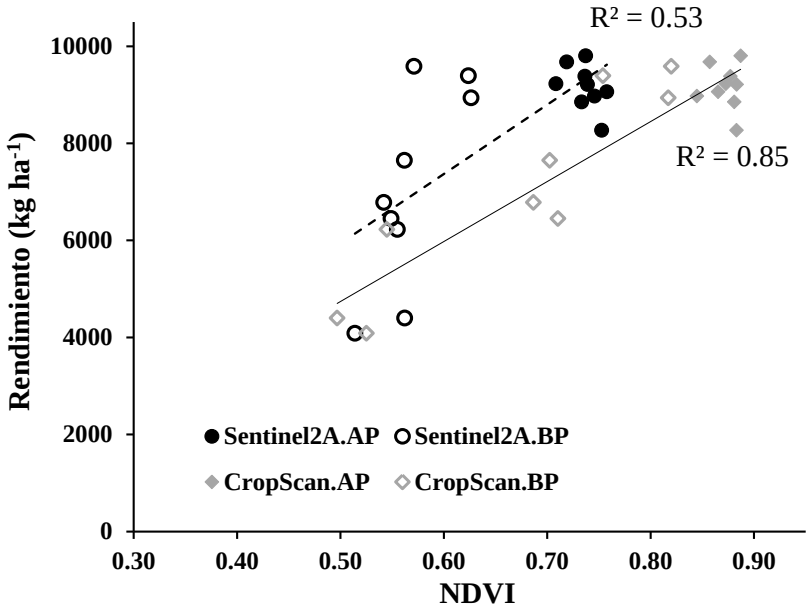


Figura 4: Correlación del rendimiento con NDVI capturados por Cropscan y Sentinel 2A para ambientes de alta productividad (AP) y de baja productividad (BP)

Dada las características del ensayo, no pudieron determinarse otros IE sensibles ligados al borde rojo con la imagen Sentinel, dado a que las unidades experimentales fueron menores a 20 m, y estas longitudes de onda tienen una resolución espacial de 20 m.

CONCLUSIONES

En la campaña 2016/17, hubo interacción dosis de N por ambiente. Los ambientes de menor productividad tuvieron una respuesta a la fertilización hasta 80 kg N ha^{-1}. En cambio, los ambientes de mayor productividad no presentaron respuesta a la fertilización. Debe considerarse que no hubo déficits hídricos en esta campaña y además que la mineralización de N durante el ciclo del cultivo fue casi el doble en el ambiente más productivo. El índice verde NDVI permitió capturar la variabilidad de los rendimientos del experimento, tanto los provenientes del sensor proximal como los de Sentinel 2A. Ambas plataformas presentaron un buen ajuste entre sí. Estos resultados nos aproximan a la recomendación de dosis de N variable a escala de lote a través del uso de imágenes Sentinel de alta resolución espacial y temporal, recientemente lanzados y de disponibilidad gratuita. El uso de NDVI permitiría desarrollar modelos de dosificación variable según zona de manejo a escala intraparcela, al permitir la estimación del rendimiento potencial y ajustar la dosis al mismo.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la financiación a la Universidad de Buenos Aires (UBACyT 20020150100155BA). Se agradece al Ing. Agr. Juan Gori por la disposición del lote donde se llevó a cabo la experimentación.

BIBLIOGRAFÍA

- Anselin, L; R Bongiovanni & J Lowenberg-DeBoer. 2004. A spatial econometric approach to the economics of site-Specific nitrogen management and corn production. Am. J. Agr. Econ. 86: 675-687.
- Barraco, M; P Girón; A Lardone & W Miranda. 2014. Nutrición nitrogenada en maíces tardíos sobre diferentes antecesores. Memoria Técnica 2013/2014. EEA INTA General Villegas. Disponible en: http://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta_mt2014_barraco_nutricion_nitrogenada.pdf
- Bodo, M & U Schmidhalter. 2008. Estimating the nitrogen nutrition index using spectral canopy reflectance Measurements. Europ. J. Agronomy 29: 184-190
- Bongiovanni R. 2002. A spatial econometrics approach to the economics of site-specific nitrogen management in corn production. Ph.D. Thesis, Department of Agricultural Economics, Purdue University, West Lafayette, In (EUA), 280 p
- Di Rienzo JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2015. InfoStat versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Gregoret, MC; R Bongiovanni; J Dardanelli & M Díaz Zorita. 2006. Respuesta sitio-específica al nitrógeno en maíz en ambientes semiáridos. Actas del XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta (Argentina). p 338.
- INTA. 1989. Mapa de Suelos de la Provincia de Buenos Aires, escala 1:500.000. 527 p. Bs. As. Argentina.
- Lardone, A & M Barraco. 2016. Antecesores y fertilización nitrogenada de maíz en siembra tardía, en la Pampa Arenosa. XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Rio Cuarto, Córdoba (Argentina). 6 pág.
- Mamo, M; GL Malzer; DJ Mulla; DR Huggins & J Strock. Spatial and Temporal Variation in Economically Optimum Nitrogen Rate for Corn.2003. Agron. J. 95: 958-964. July-August. 2003.
- Marban, L. 2005. Tecnologías en análisis de suelos. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo. Pág. 131-138.
- Nelson, DW & LE Sommers. 1996. In: Sparks DL, Pages AL, Helmke PA, Loeppert RH, Soltanpour PN, Tabatabai MA, Johnston CT, Sumner ME, Eds. Total carbon, organic carbon, and organic matter. Methods of Soil Analysis. Madison: Soil Science Society of America 1996: pp. 961-1010.
- Proot A; M Barraco; C Scianca & C Alvarez. 2011. Efecto de la fertilización nitrogenada y de la densidad de siembra sobre los rendimientos y la eficiencia de uso de agua en maíces tardíos en la pampa arenosa. EEA INTA General Villegas.
- Redel M & MM Zubillaga. 2014. Aproximaciones para el manejo sitio-específico de la fertilización nitrogenada en maíz a través de índices espectrales. Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica. N^0 15 IPNI Cono Sur, Buenos Aires, pp 15-21.

- Rouse, JW; RH Haas; JA Schell & DW Deering. 1974. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS, In: S.C. Freden, E.P. Mercanti, and M. Becker (eds) Third Earth Resources Technology Satellite–1 Symposium. Volume I: Technical Presentations, NASA SP-351, NASA, Washington, D.C., pp. 309-317.
- Schepers, JS & JJ Meisinger. 1994. Field indicators of nitrogen mineralization. In J. Havlin y J. Jacobsen (ed). Soil testing: Prospects for improving nutrient recommendations. SSSA Spec. Pub. N°40 SSSA-ASA. Madison, Wisconsin USA.
- Tucker, CJ. 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. Remote Sens.Environ. 8: 127-150.
- Zubillaga MM & S Urricariet. 2005. Assessment of Nitrogen Status in Wheat Using Aerial Photography. Commun. Soil Sci.Plant Anal. 36: 1787-1798.
- Zubillaga, MM; M Carmona; A Latorre; M Falcon & J Barros. 2006. Estructura espacial de variables edáficas a nivel lote en Vedia – Provincia de Buenos Aires. En: Actas XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Salta. Argentina. 5pp.

C4P1. BALANCE DE NUTRIENTES EN LA PRODUCCIÓN HORTÍCOLA DE LA PROVINCIA DE BUENOS AIRES

Abbona, Esteban[1]; Presutti, Miriam[1] y Sarandón, Santiago[1,2]

[1] Departamento de Ambiente y Recursos Naturales, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, UNLP, [2] CIC, Provincia de Buenos Aires. eabbona@agro.unlp.edu.ar;.

RESUMEN

La producción hortícola de la provincia de Buenos Aires es una de las más importantes del país y, para garantizar su sostenibilidad, uno de los aspectos a conocer es cómo influye en la conservación de los nutrientes del suelo. Se realizó un balance de nutrientes (N, P, K y Ca) en cada partido de la provincia de Buenos Aires. Se consideraron 18 cultivos los cuales se agruparon en 5 categorías ("de hoja", "pesadas y raíz", "tallo, flor y fruto", "crucíferas" e "invernáculo"). Los balances de nutrientes promedio por unidad de superficie fueron positivos para N, P y Ca (48,9; 37,1 y 24,9 kg ha^{-1} $año^{-1}$, respectivamente), y negativo para K (-54,9 kg ha^{-1} $año^{-1}$). Este último se debió al cultivo de papa. El N fue el nutriente más excedentario a nivel provincial (1.614 t $año^{-1}$), seguido del P (1.232 t $año^{-1}$) y el Ca (788 t $año^{-1}$). El excedente de N se registró en las zonas que presentan una mayor superficie en cultivos bajo invernáculo (La Plata y alrededores) y/o de hojas (General Pueyrredón y alrededores). Esto señala un riesgo potencial de contaminación de los acuíferos en áreas cercanas a grandes centros urbanos. Por su parte, los partidos "paperos" (sudeste) mostraron la mayor pérdida de N de los suelos. Los partidos con producciones más extensivas y/o bajo invernáculo, presentaron los mayores excedentes de P, mientras que en el sudeste, se registró la mayor pérdida de K. Para Ca, los mayores excedentes se verificaron en las zonas con mayor superficie bajo invernáculo. Tanto los excedentes como los déficit de nutrientes estimados implican un riesgo para la sostenibilidad de la actividad.

Palabras claves: horticultura, sostenibilidad, suelo

INTRODUCCIÓN

La Provincia de Buenos Aires aporta el 22,2% del área hortícola total implantada a nivel nacional, y contribuye con el 58,4 y 72,8% de la producción nacional de papa (*Solanum tuberosum* L.) y cebolla (*Allium cepa* L.), respectivamente (MAA, 2007). En el año 2005, la actividad contaba con 2.934 establecimientos, ocupaba 31.765 ha, siendo 30.540 ha a campo y 1.225 ha bajo cubierta (CHFBA, 2005).

Los estudios sobre la actividad hortícola se han focalizado en su aporte al desarrollo regional o nacional tanto en lo económico o como en lo social. Recién en los últimos 10 años, lo ha sido por la creciente preocupación por el impacto ambiental, asociado a la incorporación del cultivo bajo cubierta y al alto uso de agroquímicos (Blandi *et al*., 2015; Blandi, 2016; DPPBA, 2015; García, 2015). También se desarrollaron estudios acerca del riesgo de contaminación de los acuíferos y la preocupación por la salinización de los suelos a causa de la calidad del agua de riego (Auge et al., 2004; Auge, 2006; Alconada *et al*., 2011). Sin embargo, el análisis regional sobre el impacto de esta actividad sobre la conservación de los nutrientes del suelo ha sido escaso (Abbona *et al*., 2011). En general, esta preocupación ha estado más vinculada a los cultivos extensivos por la magnitud de superficie con riesgo al agotamiento de nutrientes. Las producciones hortícolas tienen un elevado uso de insumos, entre ellos los fertilizantes minerales y las enmiendas orgánicas. En este sentido, Fernández Lozano (2012) menciona que este consumo puede ser hasta 20 veces superior que el del resto del sector agropecuario.

Es necesario cuantificar los nutrientes relacionados a la actividad hortícola para conocer si los actuales niveles de fertilización permiten reponer las extracciones en las cosechas o si pueden generar externalidades que afecten otros recursos como el agua o el aire. El objetivo del presente trabajo es conocer el balance de nutrientes en la actividad hortícola de la provincia de Buenos Aires.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó un balance de nutrientes (nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), calcio (Ca)) para cada partido de la provincia (134, Lezama se incluye en Chascomús). Se tomó como referencia anual el periodo relevado por el Censo Hortiflorícola de la provincia de Buenos Aires (CHFBA, 2005). Se consideraron los cultivos cuya producción se realizó en una superficie superior a las 300 ha a nivel provincial, abarcando las modalidades a campo y bajo invernáculo

(CHFBA, 2005). Siguiendo los criterios del CHFBA (2005) los cultivos se agruparon en 5 categorías: a) cultivos de hoja (H), b) pesadas y raíz (PyR), c) tallo, flor y fruto (TFyF), d) crucíferas (C) y e) invernáculo (In).

El balance de nutrientes se consideró como la diferencia entre las entradas y salidas de nutrientes. En las entradas se tuvo en cuenta la fertilización mineral y el estiércol como enmienda orgánica, tanto para la modalidad a campo como bajo invernáculo, empleando como referencia los datos de la FAO (2004). En base a consultas a expertos se definió tomar como referencia de fertilización que recibe el grupo TFyF, y, al resto de los grupos, se asignó un porcentaje de la misma (Abbona, 2017). Además, se definió una fertilización diferencial para papa y cebolla (Abbona, 2017). Las salidas de nutrientes se calcularon a partir del rendimiento de cada cultivo, en cada partido de la provincia (CHFBA, 2005) y del contenido de los mismos tomada de diferentes autores (Abbona, 2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los balances de nutrientes promedio (ponderados por la superficie) por unidad de superficie fueron positivos para N, P y Ca (48,9; 37,1 y 24,9 kg ha^{-1} $año^{-1}$, respectivamente), y negativo para K (-54,9 kg ha^{-1} $año^{-1}$). El grupo TFyF registró los balances más positivos (Tabla 1). Los grupos que presentaron balances de K negativos fueron PyR y H, contrarrestando el balance positivo del resto de los grupos, principalmente de In.

Tabla 1: Balance de nutrientes por unidad de superficie y total, para diferentes grupos de hortalizas en la provincia de Buenos Aires (año 2005).

Nutriente	H		PyR		TFyF		C		In	
	Balance (kg ha^{-1})	Balance total (t)	Balance (kg ha^{-1})	Balance total (t)	Balance (kg ha^{-1})	Balance total (t)	Balance (kg ha^{-1})	Balance total (t)	Balance (kg ha^{-1})	Balance total (t)
N	77,7	574	25,9	539	179,2	437	65,5	54	4,6	9
P	45,2	334	31,0	645	71,8	175	45,5	38	21,4	40
K	-8,1	-60	-105,9	-2208	27,9	68	3,0	2	147,5	275
Ca	58,2	430	3,2	67	63,8	156	60,0	50	46,1	86

Referencias: H = de hojas, PyR= de pesadas y raíz, TFyF= de tallo, flor y fruto, C= de crucíferas, In= de invernáculo.

Los grupos PyR y H ejercieron mayor influencia sobre el balance total de nutrientes seguidos, en menor medida, por los grupos de TFyF, In y C (Tabla 1). El excedente de K que generaron los grupos In y TFyF no compensó el déficit del grupo PyR. Por eso, la horticultura de la provincia, registró un déficit de este nutriente cercano a las 2.000 t $año^{-1}$. La escasa reposición de K dentro del grupo PyR, se debió, principalmente, al cultivo de papa. Este cultivo presentó los mayores balances negativos tanto por unidad de superficie como total. Se trata de uno de los cultivos más extractivos de K (182 kg ha^{-1} $año^{-1}$) y en el que, además, la fertilización potásica es nula. Esta baja fertilización se debe a que se aplican criterios semejantes a los cultivos agrícolas extensivos, basados en la respuesta a la fertilización. La buena disponibilidad de K de los suelos (Berardo, 2004; García & González Sanjuán, 2010;) influye en la decisión de no fertilizar con este elemento, generando una disminución de su reservorio en el suelo.

El N fue el nutriente más excedentario a nivel provincial (1.614 t $año^{-1}$), seguido del P (1.232 t $año^{-1}$) y el Ca (788 t $año^{-1}$). Los grupos H, PyR y TFyF fueron los que aportaron en mayor medida al exceso de N y P, mientras que el exceso de Ca fue más relevante en el grupo de H.

La mayoría de los partidos de la provincia registraron balance total positivo de N (Figura 1a). Los mayores excedentes se encontraron en los partidos productores de cebolla (sudoeste), en los que presentan mayor superficie en cultivos bajo invernáculo (La Plata y alrededores) y/o de hojas (General Pueyrredón y alrededores). Por su parte, los partidos "paperos" (sudeste) mostraron la mayor pérdida de N de los suelos (Figura 1a). En el caso del P, los partidos con producciones más extensivas y/o bajo invernáculo, presentaron los mayores excedentes (Figura 1b). Los partidos del sudeste registraron la mayor pérdida de K (Figura 1c), mientras que, para Ca, los mayores excedentes se verificaron en los partidos con mayor superficie bajo invernáculo (Figura 1d).

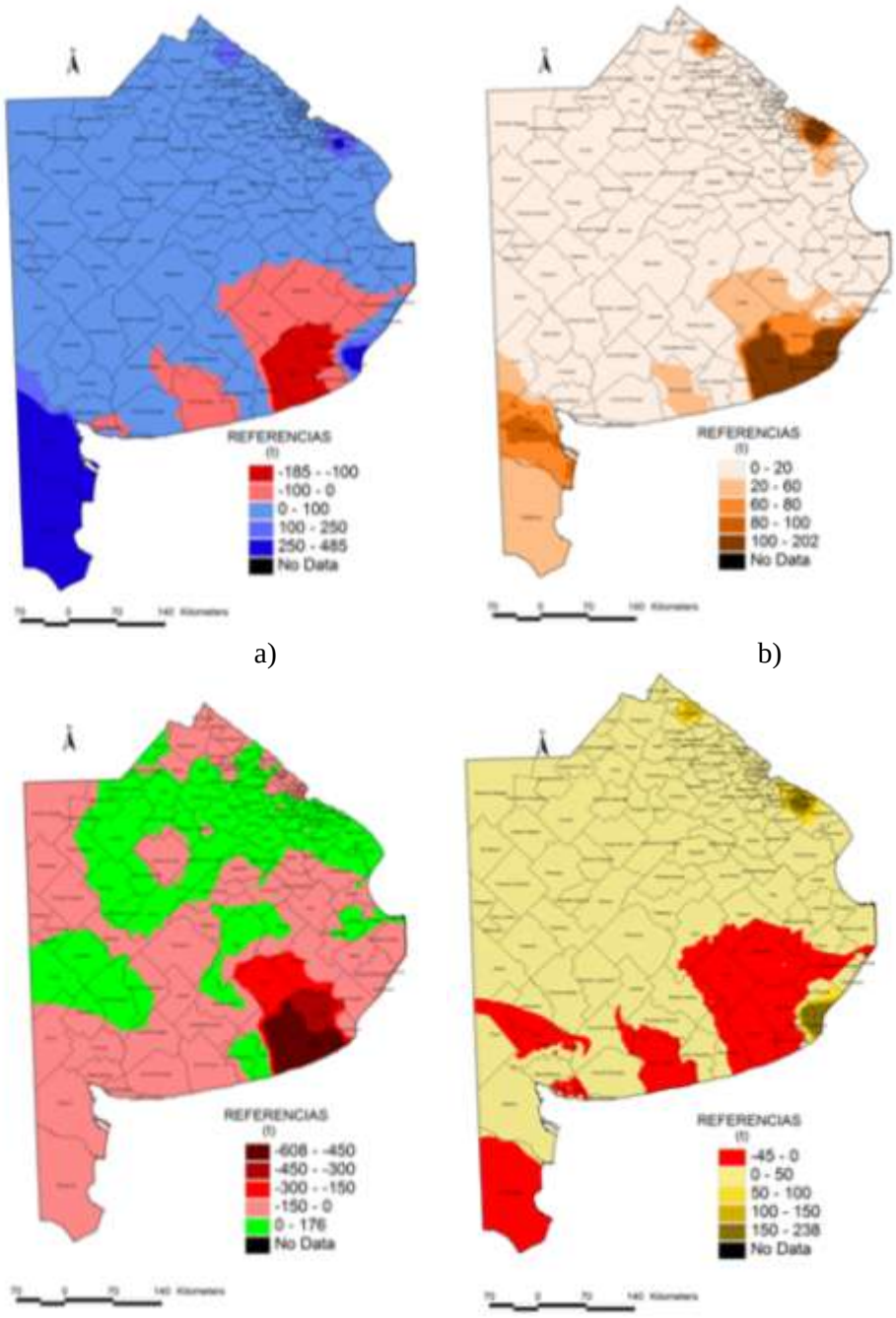


Figura 1. Balance total anual de nutrientes debido a cultivos hortícolas en la provincia de Buenos Aires: a) N, b) P, c) K y d) Ca (año 2005).

En todos los grupos hortícolas analizados se generaron excedentes tanto de N, P como de Ca (Tabla1). Los mayores excedentes se dieron en los grupos H, TFyF, C e In predominantes en los cinturones hortícolas y con un manejo más intensivo. Los excedentes en N coinciden con lo encontrado por Ribó Herrero (2004) en secuencias hortícolas en España. Si bien los excedentes pueden ser considerados favorables porque no se agotan los suelos, en el caso del N, dichos excedentes pueden generar problemas ambientales como la contaminación de acuíferos (Auge *et al*., 2004; Auge, 2006; Alconada *et al*., 2011). Esto adquiere mayor relevancia si se considera que las producciones de los cinturones verdes que circundan las ciudades son las que generan los mayores excedentes de N. Comparando entre las producciones a campo y aquéllas bajo invernáculo, el riesgo de lixiviación es mayor a campo ya que las precipitaciones o el riego por surco pueden contribuir a que el agua percole en profundidad, arrastrando el nitrato en solución excedente hasta los acuíferos. En los invernáculos, este riesgo disminuye debido a la menor percolación a causa de no existir el efecto de la lluvia y, en general, porque se emplea el riego por goteo con láminas que no superan la capacidad de retención hídrica del suelo. El

exceso de N en el grupo PyR afecta una gran extensión de superficie, mientras que en el resto de los cultivos la importancia se circunscribe a la cercanía a los centros urbanos.

En el caso de P y Ca, por tratarse de nutrientes de baja movilidad, el riesgo de lixiviación se minimiza y, por lo tanto, también el de contaminación de los acuíferos (Auge, 2006). En los invernáculos el excedente de K tampoco generaría problemas ambientales que influyeran en la salud humana. Sin embargo, será necesario monitorear y controlar posibles desbalances en el suelo que pudieran dificultar la absorción de otros nutrientes (Alconada *et al*., 2011).

En In, la realización de cultivos de hoja sin fertilizar luego de cultivos con alta fertilización favorece la disminución de los excesos de nutrientes, principalmente en N y K. Si bien los valores de aporte de N resultaron inferiores a los citados por Alconada *et al*. (2011) para producción bajo cubierta en el cinturón hortícola de La Plata (1.000 a 1.200 kg N ha^{-1} $año^{-1}$), los cálculos realizados en el presente estudio arrojaron, de igual manera, balances positivos. Esto indicaría que los excesos en estas producciones podrían ser aún mayores. El excedente de N aplicado puede acompañar una salinización de los suelos, lo que depende del tipo de fertilizante utilizado. Según Alconada et al. (2011) en los criterios de fertilización en los cultivos bajo cubierta, frecuentemente se considera al suelo como un medio inerte, lo que conduce a la sobrefertilización.

Un mayor ajuste de los balances en horticultura a nivel provincial requerirá incorporar los aportes de nutrientes a través del agua de riego, considerando las diferencias en su manejo entre la producción a campo y bajo invernáculo (Deluchi *et al*., 2015), lo cual puede incidir, principalmente, en el aporte de N y K. También deberá tenerse en cuenta la gran expansión que continúa registrándose en la superficie bajo invernáculo, principalmente en el cinturón hortícola de La Plata (Stavisky, 2010; García, 2011). Será necesario considerar posibles efectos en el suelo a partir de la fertilización excesiva, así como del impacto de la calidad del agua de riego en la disponibilidad de nutrientes, aspectos que deben ser considerados para evitar problemas futuros.

CONCLUSIONES

En la provincia de Buenos Aires el balance de los nutrientes del suelo en los cultivos bajo producciones intensivas señala que existe acumulación de nutrientes, lo que podría generar un riesgo ambiental debido a excedentes lixiviables a los acuíferos. Por otro lado, las producciones semi-extensivas presentan riesgos de agotamiento de K y Ca del suelo. Tanto los excedentes como los déficit de nutrientes implican un riesgo para la sostenibilidad de la actividad.

AGRADECIMIENTOS

Al CONICET porque esta investigación se desarrolló durante las becas doctorales otorgadas por esta institución al primer autor.

BIBLIOGRAFÍA

- Abbona, EA. 2017. Flujos de nutrientes en la agricultura y la alimentación para un ecosistema alimentario sostenibleen la provincia de Buenos Aires. Tesis doctoral. Universidad Nacional de La Plata. La Plata.
- Abbona, EA; SJ Sarandón & M Vázquez. 2011. Balance de nutrientes como indicador del manejo sustentable del suelo y el agua en la producción hortícola a campo de la provincia de Buenos Aires, Argentina. VII Congresso Brasileiro de Agroecología. Cadernos de Agroecologia 6(2) 11707.
- Alconada, M; M Cuellas; P Poncetta; S Barragán; E Inda & A Mitidieri. 2011. Ferrtirrigación en cultivo de tomate protegido: I- Nutrición nitrogenada. Efectos en el suelo y en la producción. Horticultura Argentina 30(72):5-13.
- Argerich, C & L Troilo. (eds.). 2010. Manual de Buenas Prácticas Agrícolas en la cadena de tomateBuenos Aires: FAO, MAGyP, INTA. 258pp.
- Auge, M. 2006. Agua subterránea deterioro de calidad y reserva. 173pp. Disponible en: http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/15908/Documento_completo.pdf?sequence=1. Último acceso: junio 2016.
- Auge, MP; R Hirata & F López Vera. 2004. Vulnerabilidad a la contaminación por nitratos del acuífero Puelche en La Plata, Argentina: Informe científico final. Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires. 195pp. Disponible en: http://tierra.rediris.es/hidrored/ebooks/miguel/Nitratos.pdf. Último acceso: septiembre 2016.

- Berardo, A. 2004. Manejo de la fertilización en una agricultura sustentable. Informaciones Agronómicas 23:23-25.
- Blandi, ML. 2016. Tecnología del invernáculo en el Cinturón Hortícola Platense: análisis de la sustentabilidad y los factores que condicionan su adopción por parte de los productores. 303pp. Tesis doctoral. Disponible en: http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/52015/Documento_completo__.pdf?sequence=1. Último acceso: junio 2016.
- Blandi, ML; SJ Sarandón; CC Flores & I Veiga. 2015. Evaluación de la sustentabilidad de la incorporación del cultivo bajo cubierta en la horticultura platense. Revista de la Facultad de Agronomía 114(2):251-264.
- CHFBA (Censo Hortiflorícola de la Provincia de Buenos Aires). 2005. Gobierno de la Provincia de Buenos Aires, Ministerio de Economía y Ministerio de Asuntos Agrarios. 115pp. Disponible en: http://www.maa.gba.gov.ar/agricultura_ganaderia/archivos/resultadofinal.pdf. Último acceso: septiembre 2016.
- Deluchi, SG; C Flores & SJ Sarandón. 2015. Análisis de la sustentabilidad del uso del recurso hídrico bajo tres estilos de producción hortícola en el Cinturón Hortícola Platense. Revista de la Facultad de Agronomía 114(2):287-294.
- DPPBA (Defensoría del pueblo de la provincia de Buenos Aires). 2015. Relevamiento de la utilización de agroquímicos en la provincia de Buenos Aires. Mapa de situación e incidencia sobre la salud. Defensor del pueblo de la provincia de Buenos Aires, Universidad Nacional de La Plata. 533pp. Disponible en: http://www.defensorba.org.ar/publicaciones/informe-agroquimicos/. Último acceso: octubre 2016.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). 2004. Uso de fertilizantes por cultivo en Argentina. Roma. 49pp.
- Fernández Lozano, J. 2012. La producción de hortalizas en Argentina. Caracterización del sector y zonas de producción. Secretaría de Comercio Interior. Corporación del Mercado Central de Buenos Aires. 29pp.
- García, M. 2011. El cinturón hortícola platense: ahogándonos en un mar de plásticos. Un ensayo acerca de la tecnología, el ambiente y la política. Theomai 23:35-53.
- García, M. 2015. Horticultura de La Plata (Buenos Aires). Modelo productivo irracionalmente exitoso. Revista de la Facultad de Agronomía (Núm. Esp.1) Agricultura Familiar, Agroecología & Territorio 114:190-201.
- García, FO & MF González Sanjuán. 2010. Balances de nutrientes en Argentina ¿Cómo estamos? ¿Cómo mejoramos? Informaciones Agronómicas 48:1-5.
- MAA (Ministerio de Asuntos Agrarios). 2007. Nuestra provincia nuestro campo. El sector agropecuario de la provincia de Buenos Aires. 147pp.
- Ribó Herrero, M. 2004. Balance de macronutrientes y materia orgánica en el suelo de agrosistemas hortícolas con manejo integrado ecológico. Universitat de Valencia. Servei de Publicacions .Tesis doctoral. 185pp.
- Sosa, O. 2005. Los estiércoles y su uso como enmiendas orgánicas. Facultad de Ciencias Agrarias de Rosario. Agromensajes de la Facultad 16:30-34.
- Stavisky, A. 2010. Situación actual de la plasticultura en Argentina. XXXIII Congreso Argentino de Horticultura. ASAHO. Rosario.

C4P2. NUEVAS ALTERNATIVAS DE CULTIVOS DE SERVICIOS. EXPERIENCIA EN SUELO ARENOSO FRANCO DEL SUDESTE DE CÓRDOBA

Andreoni[1], L.; Bassino[2], S.; Loser[2], S.; Nasser Marzo[1], C.y Videla Mensegue[3], H.

[1]CREA Zona Centro. ljandreoni@gmail.com.

[2]Asesor privado.

[3]EEA INTA Marcos Juárez. Castelli 16, Laboulaye, Córdoba. videla.horacio@inta.gob.ar.

RESUMEN

La producción agrícola actual del sudeste de Córdoba se caracteriza principalmente por la producción de los cultivos de soja y maíz, con un incremento paulatino de la participación del maní. Este esquema basado en especies primavero-estivales, (lo cual genera un bajo aporte de carbono) con predominio de especies de bajo aportes de carbono, sumado a largos períodos de barbecho, atentan contra la sostenibilidad de los sistemas. Un aumento en la diversidad de especies en rotación, permitiría tener sistemas más sustentables. En este contexto, los cultivos de servicios (CS) representan una alternativa para aumentar la diversidad de especies. Sin embargo, bajo un manejo inadecuado, pueden reducir la productividad de los suelos debido a su uso consuntivo de agua. Teniendo en cuenta estas consideraciones, el objetivo de este trabajo fue evaluar la productividad y el consumo de agua de especies no tradicionales utilizadas como cultivos de servicios en un sistema agrícola del sudeste de Córdoba. El ensayo se llevó a cabo en General Levalle, Córdoba, en el año 2017, en un lote de producción de suelo arenoso franco, con historia agrícola de al menos 9 años y rotación principalmente con soja-maíz. Los tratamientos fueron las especies utilizadas: T0: sin CC; T1: centeno; T2: multiespecies (avena sativa, avena estrigosa, trigo, centeno, arveja, vicia, garbanzo, coriandro, colza, acelga, trébol blanco de olor, poroto mung, tréboles subterráneos ciclo largo y ciclo corto, trébol persa); T3: melilotus; T4: trébol persa; T5: Trébol subterráneo ciclo largo; T6: Trébol rojo. Se midieron la biomasa aérea y radicular y el contenido de humedad de suelo por método gravimétrico a los 60 cm de profundidad y a la siembra y secado de los CC y siembra de CV. La producción de biomasa aérea y radicular (kg MS Ha^{-1}) fue: T1: 7.000 y 1.800; T2: 2.280 y 2.120; T3: 1.120 y 1.000; T4: 4.120 y 2.440; T5: 4.000 y 840; T6: 1.080 y 760, respectivamente. Los usos consuntivos (UC, mm) y eficiencia de uso de agua (EUA, kg MS.mm) fueron: T0: 283 y 0; T1: 281 y 31; T2: 283 y 16; T3: 269 y 8; T4: 304 y 22; T5: 268 y 19; T6: 288 y 6, respectivamente. Para las condiciones planteadas en este estudio, las especies más productivas y con mayor EUA fueron centeno, trébol persa y trébol subterráneo. Sin embargo, las que mayor desarrollo radicular tuvieron fueron trébol persa, multiespecies y centeno. El uso de CS permitió aumentar la EUA, en relación al T0. Además, el UC de T0 fue intermedio, poniendo de manifiesto la ineficiencia del barbecho para retener agua durante el invierno. Estos resultados demuestran que es posible incluir en planteos agronómicos CS de las especies evaluadas, sin que se produzcan mayores consumos de agua respecto a un suelo barbechado, siempre que se realice un manejo adecuado en relación a humedad edáfica y ambiental, a la vez que se realizan aportes de C y cobertura al suelo.

Palabras claves: agricultura, eficiencia de uso de agua, uso consuntivo.

C4P3. EVALUACION DE TIERRA APOYADA EN EL SISTEMA DE INFORMACION GEOGRAFICA DE SANTIAGO DEL ESTERO

Angueira, Cristina[1]; Prieto, Daniel [1]; López, Juana[1]; Barraza, Gabriela; Cruzate, Gustavo[2]; Zader, Pablo[3]; Arias, Mariangel[4]; Ponce, Patricia[1]; Galván, Lucrecia[5]; Infante, Claudia[5]; Roldan, José[1]; Rufail, Juan[1]; Angriman, Guillermo [6]; Ledesma, Jorge [6]; Juárez, Mario [6]; Zamora, Eduardo[7]; Jacobssen, Mónica [2]; Sacundo, Viviana [8]; Torres, Leticia[8]; Castillejo González, Isabel[9]; Olmedo, Guillermo[10]; Sanchez de la Orden, Manuel[9] ; Sayago, José Manuel[11]; Vargas Gil, José R.[12]; Martín, Raúl[5]; Basán Nickisch, Mario[1] y Andriessen, Methol [13]

[1] INTA EEA de Santiago del Estero, Santiago del Estero, Argentina. [2] INTA CIRN, Buenos Aires, [3] Universidad Nacional de Córdoba, [4]Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable, [5] Universidad Nacional de Santiago del Estero, [6]Unidad Ejecutora de Riego, Santiago del Estero. [7]INTA EEA de Manfredi, Córdoba. [8]Universidad Católica de Santiago del Estero [9]Universidad de Córdoba, España. [10]INTA EEA de Mendoza. [11]Universidad Nacional de Tucumán, Tucumán. [12]INTA, EEA Cerrillos, Salta. [13]Wageningen University, Holanda. *angueira.maria@inta.gob.ar; cristina.angueira@gmail.com

RESUMEN

La provincia de Santiago del Estero, Argentina, por su delicado equilibrio ambiental requiere una clasificación de las características físicas y antrópicas para definir estrategias sustentables para el desarrollo del territorio. Con este objetivo se implementó, desde los 90s un proceso continuo para promover la Evaluación de Tierra (ET) utilizando el esquema FAO, donde Tierra (T) es un concepto amplio que comprende el ambiente biofísico, así como los resultados de la actividad humana presente y pasada. La aptitud se evalúa para usos específicos, en forma sistémica, iterativa, multi, inter y transdisciplinaria, según el contexto físico, político, socio económico y cultural referido al uso sostenido, comparando dos o más usos alternativos. Cada asunto y disciplina considerada, a la escala espacial y temporal de análisis, utilizó sus propios métodos y fuentes de información. Al ser la ET compleja por el número de variables y disciplinas involucradas, se organizó el Sistema de Información Geográfica de Santiago del Estero (SigSE) y se publicaron las versiones 1.0, 1.5, 2.0 en CD-Rom, ésta también en línea y se prepara 2.1. Se realizó la evaluación física para agricultura extensiva para la provincia y en áreas seleccionadas para cultivos: soja, maíz, poroto y algodón con los aspectos económicos en forma general, se definieron las clases de aptitud, los grados de las cualidades y requerimientos y se clasificó a las unidades cartográficas. La barrera para la integración y armonización en la ET fue la comprensión que cada disciplina es un componente y no viceversa, la necesidad de acuerdos intra e interinstitucionales, la falta de datos, extensión y complejidad del territorio, escaso presupuesto y personal entrenado. Por las características propias de la ET los resultados deben considerarse como ajustable a cada condición particular, al que se le pueden incorporar mejores aproximaciones sustentadas en la experiencia o nuevos conocimientos.

Palabras claves: Tierra, usos, aptitud

INTRODUCCION

La provincia de Santiago del Estero, Argentina, ubicada en el ecosistema Gran Chaco, reúne características típicas de delicado equilibrio ambiental por la fragilidad de los recursos naturales, los cambios en los modos de producción, enfoques culturales y organización socioeconómica. Todos estos factores colocan a esta región en una situación que requiere estrategias para mitigar los impactos que pueden presentarse irreversibles en el tiempo

El uso eficiente de la Tierra (T), donde T es un concepto que comprende el ambiente físico, así como los resultados de la actividad humana presente y pasada requiere los conocimiento de los factores físicos y antrópicos que muestren en forma ordenada y exhaustiva el potencial y limitaciones que presentan para los distintos usos y manejos a fin de encontrar un equilibrio en su funcionamiento sin poner en riesgo el futuro de la sociedad.

La FAO (1976) diseñó un Esquema para la Evaluación de Tierra (ET) donde se definen los principios, conceptos y procedimientos para la construcción de los sistemas de ET con propósitos rurales. Asimismo, para facilitar su aplicación desarrolló entre 1979 y 1991 guías de procedimientos para diversos ecosistemas y entre 1993 y 1999 para la planificación rural armonizando el desarrollo territorial.

Se considera que la producción no está determinada solamente por factores biofísicos sino por las normas y valores de los campesinos y de la comunidad rural y no rural del área (Beek, 1978) y (Driessen & Konijn, 1992). Se

deben considerar las limitantes socio económicas combinadas con las físicas en un análisis multidisciplinario (Rossiter, 1995) y que la disponibilidad de datos para la aplicación de modelos es un factor restrictivo (Bouma, 1988).

La ET es un proceso abierto, participativo, provee un espacio de consenso que favorecen el aprendizaje de procesos y es un elemento sustancial para productores, técnicos y planificadores que permite definir prioridades, así como detectar necesidades de experimentación, desarrollo de modelos de los procesos, considerando las variables y disciplinas involucradas. La utilidad de la relación entre la ET, SIG y sistemas expertos ha sido remarcada por varios autores (Burrough, 1988), (Rossiter & van Wambeke, 1991) y (Abd El-Kawy Ismael, Rod & Suliman, 2010).

En esta comunicación se presenta el desarrollo de la ET para toda la provincia de Santiago del Estero a escala de reconocimiento para la planificación rural y ordenamiento territorial y a escala de mayor detalle a nivel de finca en las siguientes zonas: el SO de la provincia, parte de los Deptos. Guasayán y Choya de Santiago del Estero y El Alto y Sta. Rosa de Catamarca aprox. 2.227 Km^2 y el Sistema de riego del Río Dulce, parte de Deptos. Banda, Capital, Sarmiento, San Martín, Robles, Silípica y Loreto, 4.800 Km^2.

El aumento y la complejidad de los datos disponibles, la demanda de enormes cantidades de datos de los recursos naturales, del ambiente y socioeconómicos hacen que la ET se haga más y más compleja, impulsando a implementar, en nuestro caso, el Sistema de Información Geográfica de Santiago del Estero (SigSE) con una metodología dinámica, flexible e iterativa de proceso participativo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los programas aplicados fueron Arcinfo 3.4.0 Plus y 3.5.2, Arcview 3.0, Arcview 3.1, ArcGis 9.1 Fox, Imagine 8.3, ArcGis 9.3, Imagine 9.3.1, SAGA, ArcIMS 9.1, Qgis 2.18. Los equipos fueron PC y notebooks, mesas Digitalizadoras Altek 18x24´´ y Calcomp Drawing Board III modelo 34360 24x36´´, impresora Epson 1500, XP 2600.

Los materiales para digitalizar y procesar fueron Mapas de Regiones Naturales, Suelo, Geomorfología, Clima, Hidrología, Aptitud, Catastro, Caminos, Localidades, etc. a escala múltiple e imágenes Landsat (1972-2014) de toda la provincia. Para el SO, Mapa de suelos a escala 1:50.000. Para el sistema de riego del Río Dulce, Planos y mapas: 215 Catastro a escala 1:10.000, Canales de Riego y Drenaje 1:10.000, y Curvas a Nivel 1: 100.000. Imágenes Landsat (1972-76), (1984-2014), CBERS y SAC-C. Datos de los sistemas productivos a través de encuestas, entrevistas a los productores, de usuarios y administradores de riego.

El procedimiento para el desarrollo de ET se planteó en Dos Etapas: 1) Potencial físico para la provincia grandes usos y las áreas seleccionadas usos específicos y 2) evaluación económica en forma general Fig. 1.

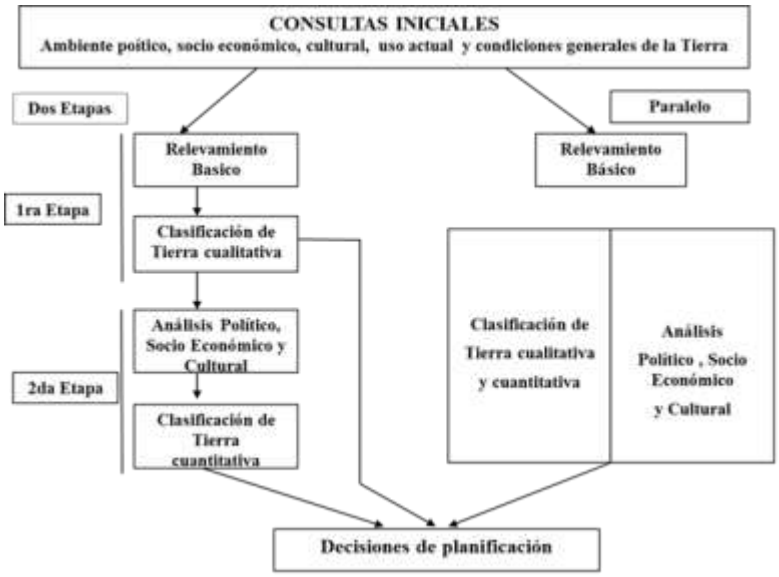


Figura 1. ET en Dos etapas y en Paralelo

En las áreas seleccionadas del SO y el sistema de riego del Río Dulce para usos específicos, se definición de los Tipos de Utilización de la Tierra (TUT), relevantes para las condiciones ecológicas y socioeconómicas, la definición de

los Requerimientos de los usos (R), determinación de las Cualidades de la tierra (Q) con base en los resultados del levantamiento de los recursos naturales, definición de las Clases de Aptitud, para cada tipo de uso y clasificación de las Unidades de Tierra (UT) por su grado de aptitud, actividades desarrolladas simultáneamente y en forma iterativa a medida que la información se generó. Se utilizaron tres categorías de decreciente generalización: órdenes, clases y subclases de aptitud: 1) Órdenes: indica el tipo de aptitud, 2) Clases: indica el grado de aptitud dentro del mismo Orden y 3) Subclases: indica el tipo de limitación, dentro de la misma Clase.

Se desarrolló el SigSE, un sistema que permitió el registro, elaboración y recuperación de gran cantidad de datos espaciales y atributos sobre soporte magnético a menor tiempo y costo, y compartirlos para la toma de decisiones.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se prepararon las bases para la ET y se compilaron en el SigSE versiones 1.0, y 1.5 (Angueira y Prieto, 2003 y 2005), 2.0 (Angueira *et al*., 2007) en CD Rom y en línea http://sigse.inta.gov.ar. Actualmente se prepara la versión 2.1 en pendrive y la incorporación a la plataforma GeoINTA.

El SigSE se presentó para tres niveles de usuarios: a) Usuarios noveles: fácil y amigable, b) Usuarios avanzados: se crean proyectos según necesidades y c) Usuarios con experiencia en Sig: se generan nuevos mapas. La información, más de 256 mapas y textos, se organizó en seis temas: General, Suelos, Clima, Agua, Economía y Sociedad.

Para toda la provincia se realizó en la Etapa 1 la factibilidad de los factores físicos Clima y Suelo, para Agricultura extensiva: Maíz, Soja, Algodón y Trigo. La Etapa 2 se realizará en el futuro con la participación de actores locales, como parte de la planificación y ordenamiento territorial (Fig. 2).

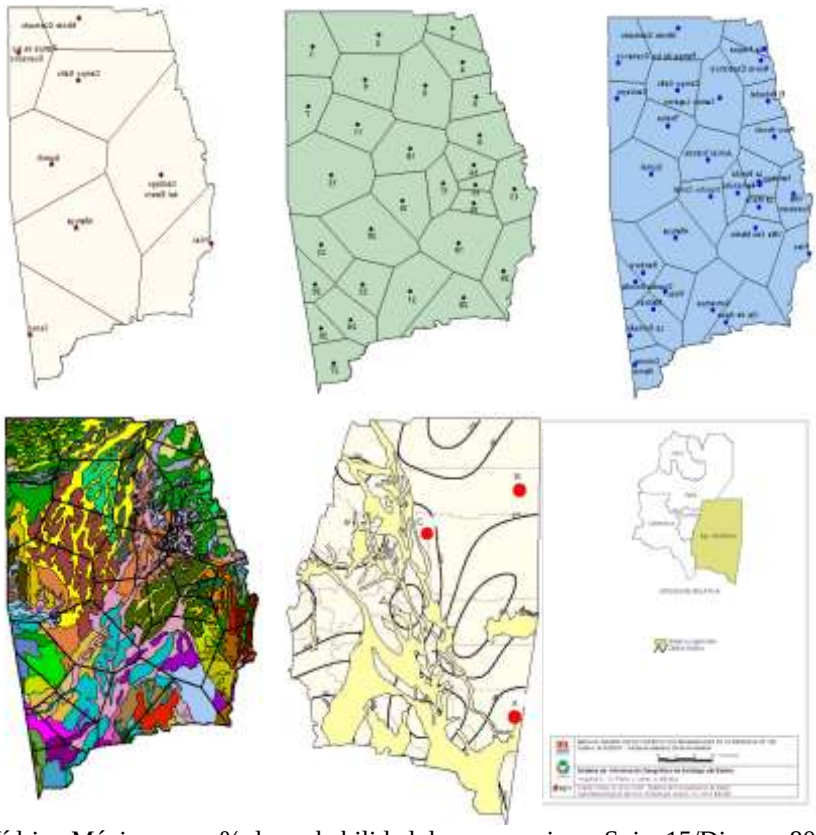


Figura 2. Déficit Hídrico Máximo con % de probabilidad de ocurrencia en Soja 15/Dic con 80% de Agua Útil almacenada, en tres zonas A, B y C.

En el sistema colectivo de riego del Río Dulce se desarrolló la base de la infraestructura de riego, el catastro de usuarios de riego, canales primarios, secundarios, terciarios y comuneros, las rutas y caminos vecinales, los pueblos y ciudades, las estaciones pluviométricas, los ríos y cursos de agua. En la ET se obtuvieron mapa y tablas de aptitud para los TUT para poroto, maíz y soja (Fig.3).

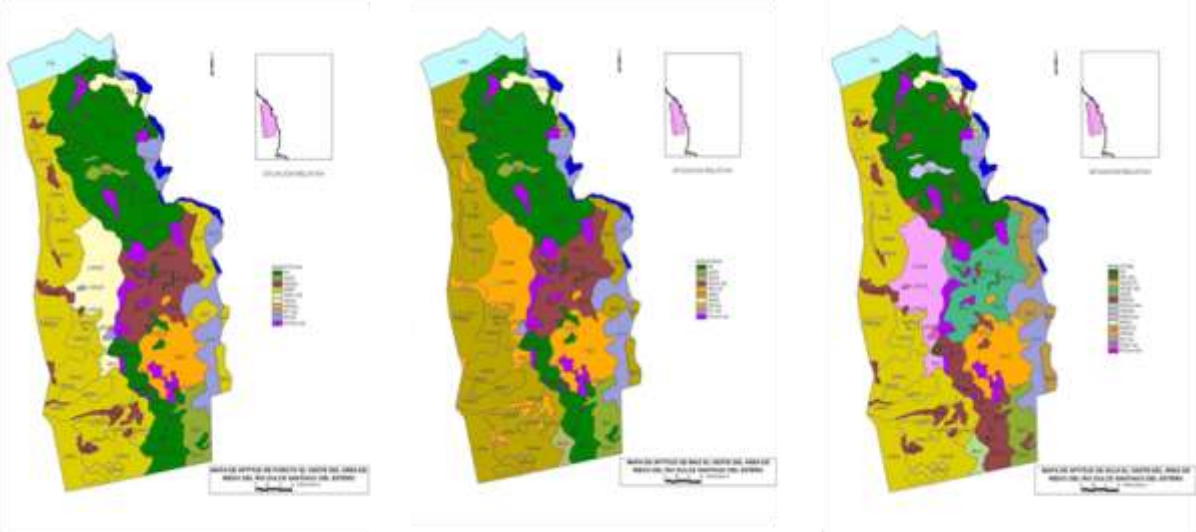


Figura 3. ET para cultivos poroto, maíz y soja en el O del sistema Río Dulce

CONCLUSIONES

La ET es un esquema indispensable para interpretar usos alternativos, integrar las distintas disciplinas, responder a las demandas, posibilitar acuerdos interinstitucionales y optimizar los recursos presupuestarios.

Con la disponibilidad de los datos de recursos naturales organizados en el SigSE y la utilización de modelos de simulación se predijo comportamientos de los cultivos y alternativas de uso con alta eficiencia.

Los resultados de la ET se muestran en el SigSE en forma gráfica y tabular, en salidas fijas o en archivos que pueden usar, ampliar o actualizar con nueva cartografía, imágenes satelitales y datos de campo, según las necesidades del estudio de los recursos naturales y socio económicos.

Para la ET es imprescindible la confluencia no sólo de las disciplinas sino también de los actores, organismo y organizaciones públicas y privadas que participan en la planificación y ordenamiento territorial.

Por las características propias de la ET los resultados deben considerarse como ajustable a cada condición particular, al que se le pueden incorporar mejores aproximaciones sustentadas en la experiencia o nuevos conocimientos.

BIBLIOGRAFIA

- Abd El-Kawy, H.A.Ismail, J.K. Rod & A.S. Suliman. 2010. A Developed GIS-based Land Evaluation Model for Agricultural Land Suitability Assessments in Arid and Semi Arid Regions. RJABS, 6(5): 589-599.
- Angueira, C. & D. Prieto. 2003. Sistema de Información Geográfica de Santiago del Estero 1.0. INTA EEASE.
- Angueira, C. & D. Prieto. 2005. Sistema de Información Geográfica de Santiago del Estero 1.5. INTA EEASE
- Angueira, C., D. Prieto, J. Lopez, & G. Barraza. 2007. Sistema de Información Geográfica de Santiago del Estero 2.0. INTA EEA Santiago del Estero.
- Beek, K.J. 1978. Land evaluation for agricultural development. Publ. n§ 23. ILRI 23. Wageningen.
- Bouma J. 1989. Land Qualities in space and time. Proceedings of a symposium organized by the International Society of Soil Science (ISSS). Wageningen, The Netherlands. August 1988. Pudoc Wageningen, Holanda.
- Burrough, P. A., 1988. Modelling Land Qualities in space and time: The role of Geographical information systems. Documentatie: Institute for Geographical Research, University of Utrech, Holanda.
- Driessen y Konijn. 1992. Land use systems analysis. Wageningen Agricultural University, Soil Science & Geology.
- FAO. 1976. A framework for land evaluation. Soils Bulletin nº 32. Roma.
- Rossiter, D.G. & A.R. van Wambeke. 1991. Automated Land Evaluation System. ALES version 3 User's Manual. Cornell University, Department of Soil, Crop & Atmospheric Sciences. USA.
- Rossiter, D.G. 1995. Economic land evaluation: why and how. Soil Use & Manag, 11(3), 132–140. https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1995.tb00511.x

C4P4. HIDROLOGÍA Y EROSIÓN HÍDRICA EN ZONAS ÁRIDAS EVALUADAS PARA UN PAISAJE DE PATAGONIA NORTE

Aramayo, Valeria [1]; Cremona, Victoria [1] y Nosetto, Marcelo [2]

1 INTA EEA Bariloche, Modesta Victoria 4450, San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina; 2 CONICET GEA- IMASL; aramayo.valeria@inta.gob.ar

RESUMEN

El agua es una de las mayores fuerzas que definen atributos estructurales y funcionales de los paisajes. La erosión hídrica consiste en el desprendimiento, transporte y depósito de material generado por el movimiento del agua, y puede ser acelerada por actividades humanas. Estudios anteriores han concluido sobre la retroalimentación positiva entre la disminución de la cobertura vegetal y el aumento del escurrimiento superficial y arrastre de sedimentos a escala de sitio. El objetivo de este trabajo es estudiar los componentes del balance hídrico y el potencial erosivo de lluvias intensas a escala de paisaje, bajo distintas condiciones del pastizal (bueno vs. degradado) generadas por diferencias en el manejo ganadero histórico. Se observó que la lámina de agua en el suelo fue mayor para una ladera de pastizal degradado que para una con buena cobertura vegetal. Además pudo observarse una tendencia a que las partes más bajas del paisaje reciban más agua en las áreas degradadas que en las de buena cobertura. Se espera aportar al conocimiento de la hidrología y erosión hídrica en los pastizales de la Patagonia árida donde el agua, aun siendo un recurso escaso, puede ser un agente de degradación importante.

Palabras claves: Patagonia árida, escurrimiento, degradación.

INTRODUCCIÓN

El agua es una de las mayores fuerzas que definen atributos estructurales y funcionales de los paisajes. La erosión hídrica consiste en el desprendimiento, transporte y depósito de material generados por el movimiento del agua, y puede ser acelerada por actividades humanas (Cisneros *et al*., 2012; Thurow, 1991). En la Patagonia extra-andina (Godagnone y Bran, 2009), la erosión hídrica es considerada como de menor importancia respecto a la eólica. Sin embargo, para la región occidental, existen evidencias empíricas que los procesos de erosión hídrica cobran importancia cuando aumentamos el detalle en la escala temporal de análisis. En los últimos años se han incrementado las tormentas de fin de verano-otoño originando importantes flujos erosivos (Becker *et al*., 2012).

Los pastizales en la zona más alta de una cuenca, además de producir forraje con los recursos agua y suelo a nivel local, son fuente importante de recarga de agua en cauces superficiales y flujos subsuperficiales. La cantidad y calidad de agua derivada de pastizales bajo manejo ganadero, son determinantes del uso por parte de otros sectores agrícolas, industriales y urbanos ubicados aguas abajo (Thurow, 1991).

De acuerdo a varios autores, en Patagonia, la sobreutilización de los pastizales ha llevado, entre otras consecuencias, a la reducción de la cobertura vegetal y por lo tanto a una mayor exposición del suelo a los agentes climáticos (Bran *et al*., 2015). Chartier y Rostagno (2006) simulando lluvias intensas en el este de la Patagonia, concluyen que hay una retroalimentación positiva entre la pérdida de productividad y la aceleración del proceso erosivo cuando hay sobrepastoreo. Este aumento, aunque comienza en forma local, deriva en erosión de suelo e incisión del paisaje con un incremento en el transporte de agua y nutrientes entre sitios. El efecto de estos flujos es el aumento de la heterogeneidad de la distribución espacial de humedad y nutrientes a una escala mayor, formando islas de fertilidad en contraste con la aridez regional (Rodriguez-Iturbe, 2000). Como consecuencia una mayor proporción de recursos son exportados fuera del paisaje, con lo cual se reduce la calidad del suelo y el sistema se vuelve más susceptible a la degradación (Gaitán *et al*., 2009).

En zonas áridas como ésta, aunque el escurrimiento superficial es una proporción menor en el balance hídrico puede generar un importante flujo de redistribución espacial (Wilcox *et al*., 2003) (Figura 1). Es relevante entender los procesos de redistribución de agua en los pastizales donde la producción ganadera depende de una asignación eficiente de las lluvias a la transpiración por plantas forrajeras, y en algunos casos, captura y almacenamiento de escorrentía para bebida de los animales (Magliano *et al*., 2015(a); Magliano *et al*., 2015(b)).

Con el objetivo de estudiar los componentes del balance hídrico, en especial el escurrimiento superficial, y el potencial erosivo de lluvias intensas en un paisaje de ladera, se propuso monitorear la partición de los componentes del balance hídrico relacionado al estado de la cobertura vegetal según el grado de deterioro por pastoreo. En la posición alta de la ladera, el balance hídrico se conforma por los componentes: Precipitación = Intercepción + Δ Agua en el suelo + EscurrimientoEGRESO + ET + Dren Prof. Se espera mayor lámina de escurrimiento desde la posición alta de una ladera con menor cobertura que desde una ladera de mayor cobertura. En la posición más baja, los ingresos están definidos no sólo por precipitación sino también por el escurrimiento que proviene de aguas arriba: Precipitación + EscurrimientoINGRESO = Intercepción + Δ Agua en el suelo + EscurrimientoEGRESO + ET + Dren. Prof. De acuerdo a lo anterior, el escurrimiento se puede estudiar en forma indirecta evaluando la cantidad de agua que ingresa y se almacena aguas abajo.

Se pondrá a prueba la hipótesis que la cobertura vegetal reduce el escurrimiento superficial en laderas semejantes. Así, en la ladera de pastizal degradado, con menor cobertura vegetal, se predice mayor diferencia entre el agua almacenada en el suelo en la posición baja respecto del agua almacenada en el suelo en la posición más alta que al comparar el contenido de agua en el suelo para las dos posiciones en otra ladera con cobertura de pastizal en buen estado.

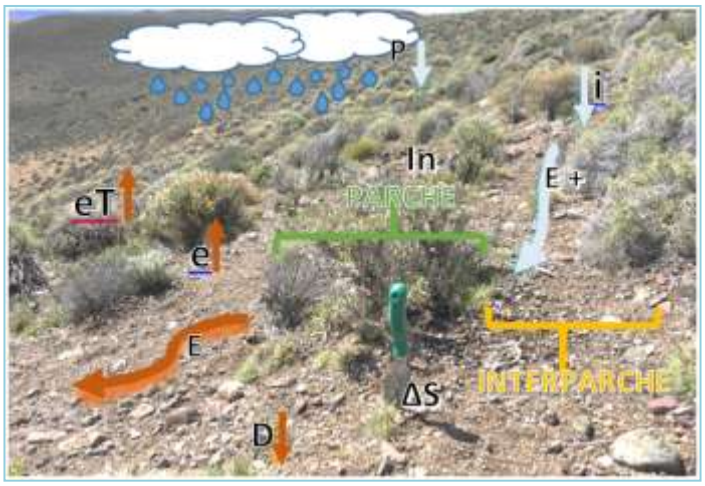


Figura 1: diagrama simplificado ilustrando eventos hidrológicos y ecológicos ocurriendo hacia abajo en la pendiente. Eventos de precipitación (P) pueden ser interceptados por la vegetación (In) o disparar escurrimiento (E-) desde pequeños o grandes interparches, los cuales pueden ser capturados como escurrimiento (E+) por parches de vegetación y acumulados en el suelo (ΔS) a tasas que dependen de la infiltración del suelo y conductividad hidráulica. El agua del suelo se pierde por drenaje profundo (D), evaporación de la superficie (e) y evapotranspiración (eT). Adaptado de Ludwig *et al*. 2005.

Con el objetivo de estudiar los componentes del balance hídrico, en especial el escurrimiento superficial, y el potencial erosivo de lluvias intensas en un paisaje de ladera, se propuso monitorear la partición de los componentes del balance hídrico relacionado al estado de la cobertura vegetal según el grado de deterioro por pastoreo. En la posición alta de la ladera, el balance hídrico se conforma por los componentes: Precipitación = Intercepción + Δ Agua en el suelo + EscurrimientoEGRESO + ET + Dren Prof. Se espera mayor lámina de escurrimiento desde la posición alta de una ladera con menor cobertura que desde una ladera de mayor cobertura. En la posición más baja, los ingresos están definidos no sólo por precipitación sino también por el escurrimiento que proviene de aguas arriba: Precipitación + EscurrimientoINGRESO = Intercepción + Δ Agua en el suelo + EscurrimientoEGRESO + ET + Dren. Prof. De acuerdo a lo anterior, el escurrimiento se puede estudiar en forma indirecta evaluando la cantidad de agua que ingresa y se almacena aguas abajo.

Se pondrá a prueba la hipótesis que la cobertura vegetal reduce el escurrimiento superficial en laderas semejantes. Así, en la ladera de pastizal degradado, con menor cobertura vegetal, se predice mayor diferencia entre el agua almacenada en el suelo en la posición baja respecto del agua almacenada en el suelo en la posición más alta que al comparar el contenido de agua en el suelo para las dos posiciones en otra ladera con cobertura de pastizal en buen estado.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se realizó en un establecimiento agropecuario cercano a la localidad de Comallo (Prov. Río Negro, 41.25 S, 70.33 O) dedicado a la ganadería extensiva principalmente ovina. La precipitación media anual es de 200-250mm y presenta una cobertura vegetal de estepa correspondiente al Distrito Occidental descripto por León et. al. (1998)

Para analizar el movimiento de agua en el paisaje ante eventos de precipitación de distinta intensidad, los muestreos a campo se realizaron en lluvias que se esperaba fueran de gran intensidad. Ante la expectativa de eventos de magnitud superior a 10 mm, se muestreó la humedad antecedente del suelo y en horas posteriores al evento la lámina infiltrada. Los datos de precipitación se registraron en una estación meteorológica automática, para registrar la intensidad de la precipitación en ese paisaje y se verificaron en un pluviómetro de lectura directa.

Sitios de muestreo

Se seleccionaron dos sitios de muestreo en una misma unidad geomorfológica: ladera con exposición suroeste y pendiente promedio 16%. El primer sitio es una estepa arbustivo-graminosa dentro de cuadros con al menos un período de pastoreo en cada ciclo productivo desde hace 3 años, en los que se observaron características de vegetación y suelo propias de un pastizal en buena condición, en adelante Pastizal Bueno. El segundo, en adelante Pastizal Degradado, es una estepa arbustiva con baja cobertura de gramíneas, que ha sido parte de un potrero cercano al casco, con sobreuso histórico (Tabla 1: Características de sitios de muestreo, Ilustraciones 1,2,3 y 4).

Tabla 1: Características de sitios de muestreo:

LADERA	Pastizal BUENO	Pastizal DEGRADADO
CLASE DE COBERTURA		
SUELO DESNUDO	16%	23%
MANTILLO	10%	34%
TOTAL VEGETACIÓN	75%	42%
PASTOS	24%	6%
ARBUSTOS	51%	36%

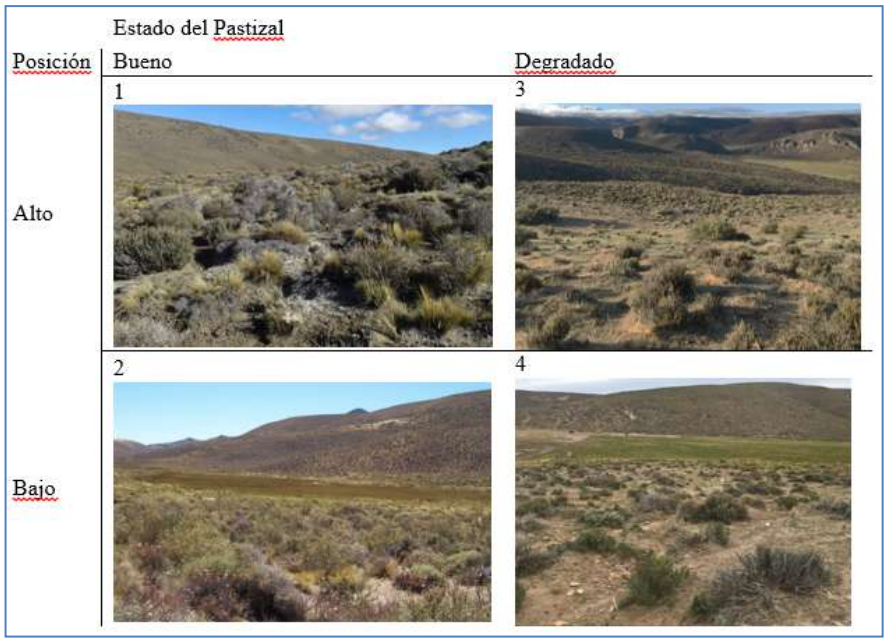


Ilustración 1: Pastizal bueno, ladera alta en "Cuadro 1". **Ilustración 2:** Pastizal bueno, ladera baja en "Cuadro 1". **Ilustración 3:** Pastizal degradado, ladera alta en "Potrero grande". **Ilustración 4:** Pastizal degradado, ladera baja en "Potrero grande". Comallo, 2017.

Muestreo de humedad de suelo

En cada uno de los sitios, de pastizal Bueno y Degradado, se identificaron las divisorias de agua en el paisaje de ladera y dentro de los límites de esas cuencas se ubicaron al azar transectas fijas: 4 en una posición alta de la ladera (sector "Alto") y 4 aguas abajo de las primeras, en la ladera baja (sector "Bajo"), en total 16 transectas. En ellas se tomaron muestras de los primeros 10 cm de suelo, de volumen similar, en el interparche. Cuando fue posible, se registró la profundidad del frente de mojado y se verificó que fue menor a 10cm. La recolección se hizo en abril, septiembre, octubre y noviembre de 2017, previo a los eventos de precipitación e inmediatamente después de los mismos. En estos meses, en los que el contenido de humedad en el suelo es bajo, se esperaba discriminar con mayor precisión la partición del agua de cada lluvia en los diferentes componentes del balance.

Para cada muestra se determinó el contenido de humedad por el método gravimétrico y luego se obtuvo el valor de lámina de agua en suelo considerando su densidad aparente (Dap). Las muestras de Dap se recolectaron con el método del cilindro y se secaron en estufa a 105°C por 48 hs. El valor de Dap se calculó como el cociente entre el peso seco de la muestra y el volumen del cilindro.

Para el análisis se calculó el valor de ΔS (variación de agua almacenada en suelo) de la forma: lámina de agua en suelo posterior al evento – lámina de agua antecedente.

Análisis estadístico

Los efectos de la posición en el paisaje (Alto / Bajo) y del estado de degradación del pastizal (Bueno /Degradado) sobre la lámina de agua post-lluvias y el ΔS, se analizaron en un modelo factorial de estructura cruzada 2*2. Las pruebas estadísticas se realizaron con nivel de significación del 5%, en InfoStat (Di Rienzo, et. al. 2015).

RESULTADOS PRELIMINARES Y DISCUSIÓN

Se registraron 4 eventos de lluvia, fuera de la estación de húmeda (abril-agosto), mayores a 9 mm e intensidad <3 mm/h. Dos de ellos, de láminas de 17 mm y 11 mm, ocurrieron luego de períodos secos. Las lluvias de 9,5 mm y 11,3 mm sucedieron luego de precipitaciones menores los días previos (Gráfico 1).

Según los datos recopilados luego de estas lluvias, se observó que el promedio de lámina de agua en el suelo de la ladera degradada, tanto en la parte baja como alta, fue mayor que en el pastizal con buena cobertura ($p \leq 0.0522$).

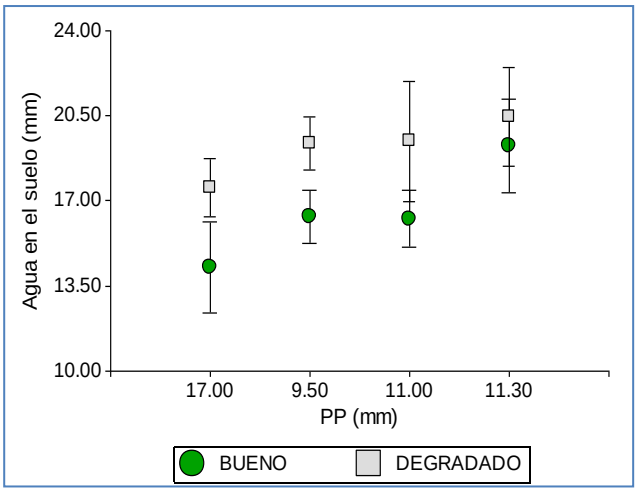


Gráfico 1: lámina de agua promedio de bajo y alto en los primeros 10cm de suelo luego de 4 eventos de lluvia en otoño y primavera de 2017 para los pastizales observados: bueno y degradado.

Esta relación del agua en suelo con el estado de degradación, podría explicarse por mayor intercepción de la vegetación de estas lluvias de baja intensidad en el pastizal en buen estado, aun cuando las mediciones se realizaron en interparches (Gráfico 1).

Como resultado de la comparación de los ΔS promedio entre estados de cobertura y posiciones en la ladera, en estos 4 eventos poco intensos, no se observaron diferencias estadísticamente significativas. A pesar de ello, se vio una tendencia de mayores promedios de ΔS en el sector Bajo del pastizal Degradado para valores bajos de humedad antecedente, de acuerdo a lo esperado (Gráfico 2).

En el paisaje degradado los suelos mostraron mayor lámina de agua, lo que hace suponer que colmatarían más rápidamente su capacidad de retención en precipitaciones más intensas o durante las lluvias invernales. De esta manera, se puede esperar que la época de lluvias genere más agua en superficie capaz de producir escurrimiento y transporte de material en la ladera de menor cobertura vegetal.

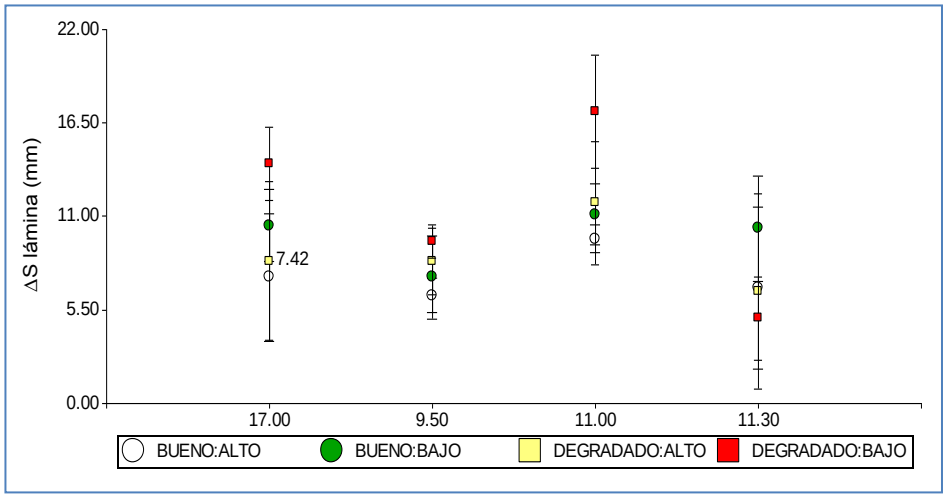


Gráfico 2: promedio de la variación de almacenamiento de agua en el suelo (lámina post-evento – lámina antecedente) luego de 4 eventos de lluvia en otoño y primavera de 2017 para los sitios observados: estado bueno y estado degradado, en combinación con la posición en el paisaje: alto y bajo

En la mayoría de los eventos estudiados no se observaron evidencias marcadas de escurrimiento superficial. Sin embargo, incluso en algunos eventos de baja intensidad y magnitud, pudo observarse una tendencia a que las partes más bajas del paisaje reciban más agua en las áreas degradadas que en las de buena cobertura. Esto sugiere que existen escurrimientos desde las partes más altas y que son de mayor magnitud en las áreas con menos cobertura. Según Wilcox *et al.*(2003), al aumentar la escala espacial de análisis se perdería participación del escurrimiento en el balance hídrico total. Sin embargo, atendiendo a las tendencias observadas, podríamos aspirar a lograr una estimación de los flujos superficiales para los eventos más intensos y comparar el rendimiento hídrico de distintos estados de degradación del pastizal.

Así, parece posible cuantificar movimientos de agua superficiales a escala de paisaje y también estimar su potencial erosivo. Este trabajo aporta un indicio de los factores que disparan el transporte de agua y materiales en los pastizales, que hasta el momento no habían sido abordados a esta escala en la región. Profundizar los estudios aquí presentados es de gran interés para la evaluación de prácticas de manejo extensivo de pastizales naturales, en vistas de

escenarios futuros con aumento en la intensidad de las precipitaciones. Sobre todo en la Patagonia árida donde el agua, aun siendo un recurso escaso, puede ser un agente de degradación importante.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Establecimiento Cerro Blanco del Comallo por abrirnos las puertas para el desarrollo de este trabajo. El estudio se financia gracias a la beca de formación INTA Res1132/016.

BIBLIOGRAFÍA

- Becker, G., D. Bran, M. Cremona, & C. Acevedo, 2012. Impacto de las lluvias torrenciales en Comallo. Revista Presencia. INTA Bariloche 59: 47-49
- Bran, D., R. Lopez, J. Ayesa, J. Gaitán, F. Umaña, & S. Quiroga. 2015. Erosión y Degradación de suelos en la provincia de Río Negro. En R. R. Casas y G.F. Albarracín (ed) El deterioro del suelo y del ambiente en la Argentina. FECIC, Buenos Aires. 608 p.
- Chartier, M. P., & C. M. Rostagno. 2006. Soil erosion thresholds and alternative states in northeastern Patagonian rangelands. Rangeland Ecology & Management, 59(6): 616-624.
- Cisneros, J., C. Cholaky, G.A. Cantero, J. González, M. Reynero, A. Diez & L. Bergesio. 2012. Erosión hídrica: principios y técnicas de manejo. E-book. UNRC.
- Di Rienzo J .A., F. Casanoves, M.G. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada & C.W. Robledo. 2015. InfoStat. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Gaitán, J. J., C. R. López, C.R., & D. Bran. 2009. Grazing effects on soil and vegetation in the Patagonian Steppe. Ciencia del suelo, 27(2): 261-270.
- Godagnone, R. E. & D. Bran. 2009. Inventario integrado de los recursos naturales de la Provincia de Río Negro: geología, hidrogeología, geomorfología, suelos, clima, vegetación y fauna. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina. 392 p.
- León, R., D. Bran, M. Collantes, J. Paruelo, & A. Soriano. 1998. Grandes Unidades de Vegetación de la Patagonia. Ecología Austral 8(2): 125-144.
- Ludwig, J. A., B. P. Wilcox, D. D. Breshears, D.J. Tongway, & A. C. Imeson. 2005. Vegetation patches and runoff–erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. Ecology, 86(2): 288-297.
- Magliano, P.N., D. D. Breshears, R. J. Fernández, y E. G. Jobbágy. 2015(a). Rainfall intensity switches ecohydrological runoff/runon redistribution patterns in dryland vegetation patches. Ecological Applications 25: 2094-2100.
- Magliano, P.N., F. Murray, G. Baldi, S. Aurand, R. A. Páez, W. Harder & E. G. Jobbágy. 2015(b). Rainwater harvesting in Dry Chaco: Regional distribution and local water balance. Journal of Arid Environments 123, 93-102.
- Rodríguez-Iturbe, I. 2000. Ecohydrology: a hydrologic perspective of climate-soil-vegetation dynamics. Water Resources Research 36: 3-9.
- Thurow, T. L. 1991. Hydrology and erosion. En: R. K. Heitschmidt y J. W. Stuth (ed.) Grazing Management: An Ecological Perspective. Timber Press, Portland, Oregon. 264p.
- Wilcox, B. P., D.D. Breshears, M.S. Seyfried, & S. W. Trimble. 2003. Rangelands, water balance on. Encyclopedia of water science, 791-794.

C4P5. USO DE UN DISPOSITIVO SENCILLO PARA RECOLECTAR MUESTRAS DE SEDIMENTOS INTEGRADAS EN EL TIEMPO

Ares, María G.[1,2,3]*; Mozo, Joaquín[2.4]; González Castelain José[2]; Chagas, Celio[5] y Varni, Marcelo[2]

[1]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas; [2]Instituto de Hidrología de Llanuras; [3]Facultad de Ingeniería UNCPBA; [4]Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica; [5]Universidad de Buenos Aires- FAUBA; *Autor de contacto: República de Italia 780, Azul, Pcia de Bs. As. gares@faa.unicen.edu.ar

RESUMEN

El alto costo del instrumental para el análisis de la erosión hídrica a escala de cuenca es una de las limitantes para generalizar su estudio. Investigadores desarrollaron un dispositivo sencillo y de bajo costo de construcción que permite recolectar de manera integrada en el tiempo, los sedimentos transportados en cauces, y que da medidas relativas del material que se moviliza vinculado al proceso erosivo en los periodos estudiados. Este trabajo tiene por objetivo analizar las relaciones entre el sedimento recolectado mediante un dispositivo del tipo antes mencionado y las variables hidrometeorológicas registradas a lo largo de nueve períodos comprendidos entre febrero de 2016 y septiembre de 2017, en una microcuenca del centro de la Pcia de Bs As. Se estudiaron los sólidos totales recolectados (ST), la precipitación total (P), la pluviometría de las lluvias erosivas (Pe), la intensidad máxima en 30 minutos (I30p), la energía de las lluvias (Ep), el producto entre la energía e I30 de las precipitaciones (EI30p), el volumen total escurrido, el volumen total escurrido durante las lluvias erosivas y el volumen superficial escurrido durante las lluvias erosivas. Las correlaciones de Spearman entre ST y P, Pe, E y EI30 fueron estadísticamente significativas ($p<0,05$). Tales relaciones indicarían la relevancia de las lluvias en el proceso de pérdida de suelo en la cuenca y el predominio de erosión laminar durante el período. Esto coincide con resultados de trabajos previos llevados a cabo con datos de un recolector automático y con los signos de erosión relevados a campo. Así, las relaciones entre los ST y las variables mencionadas reflejarían las condiciones del proceso erosivo predominante. Se considera que estos resultados son alentadores para continuar o implementar el uso de este dispositivo en esta y en otras cuencas de características similares de nuestro país.

Palabras clave: erosión hídrica, cuenca

INTRODUCCIÓN

En Argentina, estadísticas recientes indican que 64,6 millones de hectáreas se encuentran afectadas por erosión hídrica, y que tal proceso está en avance (Casas, 2015). Por ello, esta problemática requiere ser estudiada de manera que se reconozca la importancia relativa que tienen los factores involucrados en el proceso (Giménez *et al*., 2012) y las áreas fuentes de erosión en las cuales implementar prácticas de control efectivas que eviten la pérdida del suelo (Porto et al., 2016), que pueden ser analizadas mediante el estudio de la calidad del material que se pierde.

En nuestro país se han realizado estudios de erosión a escala de parcela con simulador de lluvia (Chagas, 1995), y a escala de cuenca mediante técnicas de teledetección y sistemas de información geográfica (Gaspari & Bruno, 2003; Beherends Kraemer *et al*., 2013). Sin embargo, los estudios in situ a escala de pequeña cuenca agropecuaria aún no son frecuentes. Dentro de las causas principales se encuentra el alto costo del instrumental para realizar los monitoreos, lo que es igualmente reconocido a nivel mundial (Smith & Owens, 2014). Considerando esta limitación, Phillips *et al*. (2000) desarrollaron un recolector de muestras integradas en el tiempo de construcción sencilla y de bajo costo para obtener material en cantidad que permita detectar sitios fuente de erosión. Además, este dispositivo, que se instala en cursos de agua que drenan cuencas de superficies pequeñas, no requiere de una fuente de energía y no tiene costo de mantenimiento (Russell *et al*., 2000). Schindler Wildhaber *et al*. (2012) y Perks *et al*. (2013) señalan que este muestreador da medidas relativas del transporte de sedimentos. Así, se puede abordar una caracterización comparativa de la dinámica temporal de la producción de sedimentos y de sus relaciones con los factores involucrados en tal producción. Esto puede contribuir a interpretar los procesos erosivos que ocurren en una cuenca (Ares *et al*., 2014). Por lo tanto, el uso de dicho dispositivo posibilitaría el estudio del proceso erosivo de manera económica y sencilla, lo que es de importancia para incrementar los monitoreos en nuestro país.

Este trabajo tiene por objetivo analizar las relaciones entre el sedimento recolectado por este dispositivo y las variables hidrometeorológicas registradas a lo largo de diferentes períodos comprendidos entre febrero de 2016 y septiembre de 2017, en una microcuenca del centro de la provincia de Buenos Aires.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio corresponde a una microcuenca perteneciente a la subcuenca del arroyo Videla, tributario del arroyo del Azul, en la zona central de la provincia de Buenos Aires. Su superficie es de 566 ha y su pendiente media de 3 %, con sectores que pueden superar el 10 % de pendiente y otros en los que puede ser menor que 1 %. De acuerdo con la cartografía de suelos existente (INTA, 1992), predominan los Argiudoles típicos (67,9 %) y Hapludoles y Argiudoles líticos (27,6 %), mientras que el 4,5 % de la superficie corresponde a los suelos con capacidad de drenaje reducida, cercanos al cauce principal de la microcuenca. En la microcuenca tienen lugar actividades agrícolas, que se realizan bajo siembra directa. El área se encuentra bajo monitoreo para el estudio del proceso de erosión hídrica desde el año 2011 (Ares *et al*., 2016).

Descripción del recolector Phillips *et al*. (2000) modificado y procesamiento de las muestras obtenidas

Este dispositivo recolecta, de manera integrada en el tiempo, muestras de sedimentos transportados en suspensión por el cauce que drena la microcuenca. Está compuesto por un tubo de PVC de 9,8 cm de diámetro y 100 cm de longitud (Figuras 1a y 1b). En uno de sus extremos posee un embudo de polietileno (para reducir las perturbaciones al flujo natural del cauce), en el que se ubica en su porción más fina, un tubo de aluminio de menor diámetro (0,6 cm) y de 15 cm de longitud, por el cual ingresa el agua con sedimentos. En el extremo opuesto posee una tapa con un orificio en el que se encuentra un tubo de iguales características por el que sale el agua. En este caso, se sujeta por medio de dos abrazaderas unidas a varillas con rosca, que a su vez se sostienen a dos hierros estructurales que atraviesan el cauce y se apoyan entre las márgenes, de manera que queda colgado de dicha estructura y sumergido en la dirección del flujo. La diferencia entre las secciones internas del tubo de PVC (77,43 cm^2) y del tubo de aluminio de ingreso del agua con el sólido suspendido (0,28 cm^2) induce la sedimentación por la reducción en la velocidad del flujo (Phillips *et al*., 2000).

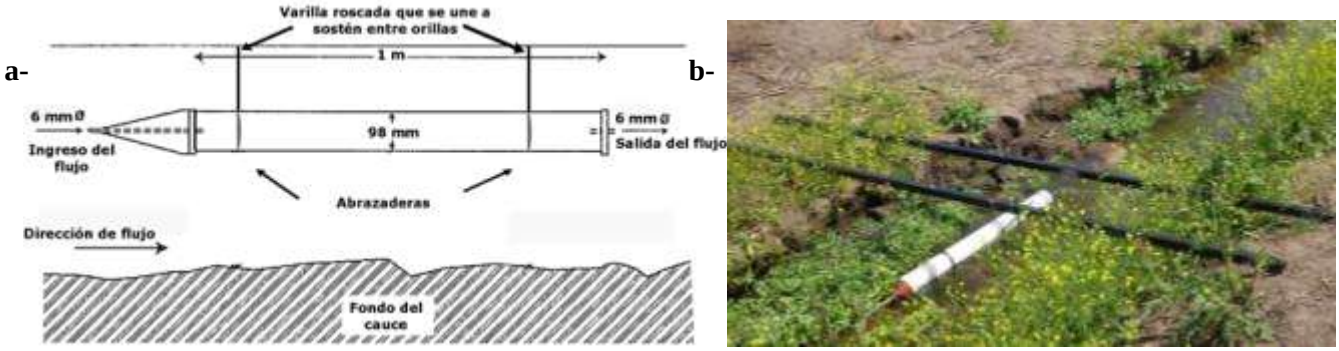


Figura 1. a- Diagrama de recolector Phillips *et al*. (2000) modificado, adaptado de Russell *et al*. (2000). b- Recolector preparado para su instalación en la microcuenca bajo estudio.

Se consideraron los datos de los muestreos mensuales realizados entre febrero y noviembre de 2016 (Muestreos 1: 22/02/2016 - 29/03/2016; 2: 29/03/2016 - 22/04/2016; 3: 22/04/2016 - 10/06/2016; 4: 10/06/2016 - 11/07/2016; 5: 18/08/2016 - 30/09/2016; 6: 30/09/2016 - 21/10/2016; 7: 21/10/2016 - 21/11/2016) . Dado que durante el otoño-invierno de ese año la cantidad de material recolectado a lo largo de un mes fue escasa, se prolongó el tiempo de muestreo durante la misma época del año 2017 (Muestreos 8 y 9 entre 27/03/2017 y 07/06/2017 y entre 07/06/2017 y 06/09/2017, respectivamente.).

Las muestras recolectadas en el campo fueron llevadas al laboratorio donde se dejaron sedimentar. El material sólido se separó del líquido mediante las técnicas recomendadas en ASTM (2007): filtrado del sobrenadante con filtro de fibra de vidrio de malla 0,45 µm y evaporación del líquido remanente en los sólidos a una temperatura de 60°C hasta peso constante. Se consideró la masa de los sólidos totales recolectadas en cada muestra (ST, g).

Registros de precipitación y cálculo de las variables asociadas

Se emplearon los datos de las lluvias registradas cada 10 minutos por la estación meteorológica "Cerro del Águila". Dicha estación se encuentra a 5 km del punto de cierre de la microcuenca y registra la lluvia con una precisión de 0,20 mm a través de un sistema de cangilones.

Se calcularon la precipitación total (P, mm) y la correspondiente a las lluvias erosivas (Pe, mm), que son aquellas que superan los 12,7 mm (Wischmeier & Smith 1978), caídas durante cada período de muestreo, la intensidad máxima en 30 minutos registrada durante dicho período (I30p, mm h^{-1}), y la sumatoria de la energía y del producto entre la energía e I30 de las lluvias de dicho período (Ep y EI30p, respectivamente).

Se determinó la intensidad correspondiente a cada lectura de lluvia de 10 minutos, y con estos datos se estimó la energía cinética de cada intervalo, según la relación matemática establecida por Wischmeier y Smith (1978)

$$e = 0{,}119 + 0{,}0873 \log_{10}(i) \qquad (1)$$

donde *e*= energía cinética del intervalo, en MJ ha-1 mm-1, e *i*= intensidad de la lluvia, en mm h-1.

La energía cinética total de la precipitación (E) se obtuvo a partir de la sumatoria de las energías individuales de los intervalos. Por otra parte, la intensidad máxima en 30 minutos se estimó mediante la máxima precipitación caída en intervalos variables de 30 minutos. Con estos datos se calculó finalmente el producto EI30 de las tormentas, expresado en MJ mm ha^{-1} h^{-1} $año^{-1}$.

Registros de escurrimiento y cálculo de las variables asociadas

Para este estudio se calculó: (a) el volumen total escurrido en el período de muestreo (que incluye escurrimiento superficial más flujo base, VT), (b) el volumen total escurrido durante las lluvias erosivas (VTe), y (c) el volumen superficial escurrido durante las lluvias erosivas (VSe). Estas variables se obtuvieron a partir de los datos de escurrimiento registrados con un limnígrafo con sensor de presión ubicado en la estación de monitoreo instalada a la salida de la microcuenca. El nivel de agua se midió cada 30 minutos y se transformó en caudal empleando la curva altura-caudal de la sección obtenida a través de aforos realizados con molinete hidrométrico y medidor de caudal.

Análisis de datos

Se calcularon los valores máximos, mínimos y las medianas de las variables estudiadas, y se analizaron las correlaciones no paramétricas entre ST y P, Pe, I30, Ep, EI30, VT, VTe y VSe, con un intervalo de confianza del 95%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La precipitación total del año 2016 fue de 724,2 mm, mientras que la acumulada entre enero y el 06/09/2017 de 764,4 mm. Si bien este último dato no corresponde a un valor anual, la pluviometría del período bajo estudio es menor que el promedio anual 1969-2015, de 905,44 mm, correspondiente a la estación Monasterio Trapense que es la más cercana al área de estudio que cuenta con registros completos confiables.

En tanto, la erosividad de las lluvias de 2016 fue de 2693.2 MJ mm ha^{-1} h^{-1} $año^{-1}$, y la asociada al período 01/01-06/09/2017, fue de 2.972,4 MJ mm ha^{-1} h^{-1}. Este último valor coincide con la mediana de esta variable entre 2011 y el 06/09/2017, mientras que los percentiles 25 y 75 fueron de 2.498,6 y 4.630,4 MJ mm ha-1 h-1 año-1, respectivamente en este ciclo. Así, las precipitaciones registradas durante los muestreos en análisis pueden ser consideradas de condiciones medias a poco erosivas.

La Figura 2 muestra que los sólidos totales recolectados presentaron valores entre 1 y 16,4 g, el 75% de la muestras correspondieron a valores menores que 7,7 g y sólo dos superaron esa cantidad, durante los períodos 1 y 9. El índice EI30 mostró el rango intercuartil más amplio, lo que indica su variabilidad a lo largo del lapso considerado. En tanto, en orden de importancia de dicho rango siguieron VT, P, Pe y VTe. Con respecto al VSe, sólo durante los períodos 8 y 9 se registraron los valores superiores al percentil 75.

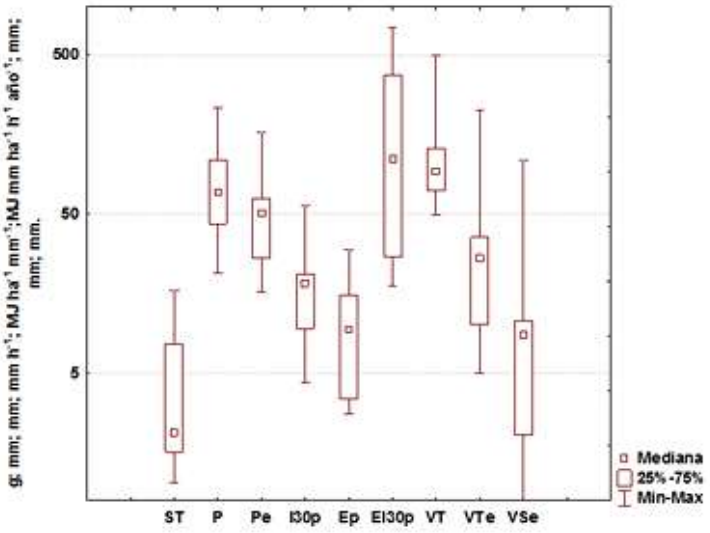


Figura 2. Diagrama de cajas de las variables consideradas durante los 9 períodos de muestreo analizados en la microcuenca bajo estudio. ST: sedimentos totales; P: Precipitación total; Pe: pluviometría de las lluvias erosivas; I30p: intensidad máxima en 30 minutos; Ep: energía de las lluvias; EI30: producto entre la energía e I30 de las precipitaciones; VT: volumen total escurrido; VTe: volumen total escurrido durante lluvias erosivas; VSe: volumen superficial escurrido durante las lluvias erosivas. Los valores de las variables P, Pe, Ep, EI30p, VT, VTe, VSe corresponden al total para cada período.

La cantidad de material recolectado presentó correlaciones estadísticamente significativas ($p<0,05$) con P, Pe, Ep y EI30. Por su parte, no se registraron tales correlaciones con ninguna de las variables asociadas al escurrimiento ni con I30 (Tabla 1).

Tabla 1. Coeficientes de correlación de Spearman entre los sedimentos totales (ST) obtenidos durante los muestreos y las variables hidrometeorológicas calculadas para cada período considerado (Precipitación total (P); pluviometría de las lluvias erosivas (Pe); la intensidad máxima en 30 minutos (I30p); energía de las lluvias (Ep); producto entre la energía e I30 de las precipitaciones (EI30p); el volumen total escurrido (VT); volumen total escurrido durante las lluvias erosivas (VTe); volumen superficial escurrido durante las lluvias erosivas (VSe). Los coeficientes en negrita y cursiva indican correlaciones significativas a nivel $p<0,05$.

Variables	P	Pe	I30p	Ep	EI30p	VT	VTe	VSe
ST	***0,68***	***0,82***	0,58	***0,72***	***0,75***	0,28	0,53	0,62

Según los aspectos antes señalados en relación a las precipitaciones y los correspondientes a análisis previos realizados en el área de estudio con muestras provenientes de crecidas de un recolector automático (Ares, 2014; Ares *et al*., 2014), las relaciones significativas reflejarían las condiciones de salida de material y del mecanismo erosivo predominante. Así, tales relaciones indicarían la relevancia de las lluvias en el proceso de pérdida de suelo en la cuenca. En este sentido, los ST obtenidos durante los períodos analizados durante 2016, el año de menor pluviometría, totalizaron 26,6 g, durante 9 meses de muestreo. Por su parte, los ST correspondientes a 2017, fueron de 24,3 g, equivalentes al 91,3% de los ST de 2016, en 6 meses de monitoreo y en un periodo de precipitaciones más elevadas.

La energía de las lluvias es de importancia en el desprendimiento y transporte de suelo por la salpicadura de las gotas (van Dijk *et al*., 2002). Sin embargo, dicho transporte requiere de la velocidad del flujo para hacer efectiva la salida de los sedimentos, en la que la I30 tendría un rol clave (Duvert *et al*., 2012). De este modo, la correlación significativa entre ST y Ep sugiere la ocurrencia de erosión laminar. En tanto, la falta de correlación entre ST y las variables del escurrimiento e I30 indicarían que la erosión en surcos no habría sido el proceso dominante en la cuenca. Esto coincide con las observaciones realizadas en el campo, en las que además de signos de salpicadura y erosión laminar, sólo se evidenció la presencia de pequeños surcos de relevancia local y no conectados, que no constituyeron vías de circulación preferenciales de agua y sedimentos.

CONCLUSIONES

En este trabajo se analizaron los primeros resultados de monitoreos de salida de sedimentos de una cuenca agrícola pequeña obtenidos por medio de un dispositivo muestreador de construcción sencilla y de bajo costo. Los

resultados indican que las relaciones entre el material recolectado y las variables hidrometorológicas reflejarían las condiciones del proceso erosivo predominante en la cuenca durante el período analizado. Si bien el funcionamiento de este dispositivo debe seguir siendo evaluado, se considera que estos resultados son alentadores para continuar o implementar su uso en esta y en otras cuencas de características similares de nuestro país.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado parcialmente por los proyectos UBACYT 20020130100709BA, por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica y por el Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Se agradece a Lic. F. Altolaguirre y Téc. N. De Líbano por su colaboración en el procesamiento de las muestras de agua y sedimentos. Se agradece a Ing. Georgina Cazenave y a Téc. Matías Silicani por su colaboración en las tareas de campo.

BIBLIOGRAFÍA

- Ares, MG. 2014. Lluvia, escurrimiento y producción de sedimentos en una microcuenca agrícola del Sistema de Tandilia. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de La Plata. La Plata, Argentina. 117 pp
- Ares, MG.; M Varni & C Chagas. 2014. Erosión hídrica en una microcuenca agrícola bajo siembra directa del centro de la provincia de Buenos Aires. Ci. Suelo 32: 259-270.
- Ares, MG.; M Varni & C Chagas. 2016. Suspended sediment concentration controlling factors: an analysis for the Argentine Pampas region. Hydrolog. Sci. J. 61(12): 2237-2248
- ASTM D3977-97. 2007. Standard test methods for determining sediment concentration in water samples. ASTM International, USA.
- Behrends Kraemer, F; C Chagas; G Marré; EA Palacín & OJ Santanatoglia. 2013. Desplazamiento de la ganadería por la agricultura en una cuenca de La Pampa ondulada: Efectos sobre el escurrimiento superficial y erosión hídrica. Ci.Suelo 31(1): 83-92.
- Casas, R. 2015. La erosión del suelo en la Argentina. En: Casas, R. y Albarracín, F.A. (Compiladores). El deterioro del suelo y del ambiente en la Argentina. Tomo 2. 1ra edn. Pp 433-452. Fundación para la Educación, la Ciencia y la Cultura. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Centro para la promoción de la conservación del suelo y el agua (PROSA). Argentina.
- Chagas, CI. 1995. Efectos de la rugosidad superficial, el tamaño de agregados y la estabilidad estructural sobre la erosión entre surcos en un Argiudol. Ci. Suelo 13(2): 85-90.
- Duvert, C; G Nord; N Gratiot; O Navratil; E Nadal-Romero; N Mathys; J Némery; D Regüés; JM García Ruiz; F Gallart & M Esteves. 2012. Towards prediction of suspended sediment yield from peak discharge in small erodible mountainuos catchments (0.45-22 km2) of France, Mexico and Spain. J. Hydrol. 454-455: 42-55.
- Gaspari, F & JE Bruno. 2003. Diagnóstico de degradación ambiental por erosión hídrica en la cuenca del arroyo Napostá Grande. Ecol. Austral 13:109-120
- Giménez, R; J Casalí; I Grande; J Díez; MA Campo; J Álvarez-Mozos & M Goñi. 2012. Factors controlling sediment export in a small agricultural watershed in Navarre (Spain). Agr. Water Manage. 110: 1-8.
- INTA. 1992. Carta de Suelos de la Provincia de Buenos Aires. Hoja 3760-22, Chillar. Buenos Aires, Argentina
- Perks, MT; J Warburton & L Bracken. 2014. Critical assessment and validation of a time-integrating fluvial suspended sediment sampler. Hydrol. Process. 28(17): 4795-4807.
- Phillips, JM; MA Russell & DE Walling. 2000. Time-integrated sampling of fluvial suspended sediment: a simple methodology for small catchments. Hydrol. Process. 14(14): 2589-2602.
- Porto, P; DE Walling; C La Spada & G Callegari. 2016. Validating the use of 137Cs measurements to derive the slope component of the sediment budget of a small rangeland catchment in southern Italy. Land Degrad. Dev. 27(3): 798-810.
- Russell, MA; DE Walling & RA Hodgkinson. 2000. Appraisal of a simple sampling device for collecting time-integrated fluvial suspended sediment samples. IAHS Publication 263: 119-127.
- Schindler Wildhaber, Y; C Michel; P Burkhardt-Holm; D Bänninger & C Alewell. 2012. Measurement of spatial and temporal fine sediment dynamics in a small river. Hydrol. Earth Syst. Sc. 16: 1501-1515.
- Smith, TB & PN Owens. 2014. Flume-and field-based evaluation of a time-integrated suspended sediment sampler for the analysis of sediment properties. Earth Surf. Proc. Land. 39(9): 1197-1207.
- van Dijk AI; LA Bruijnzeel & CJ. Rosewell. 2002. Rainfall intensity-kinetic energy relationships: a critical literature appraisal. J. Hydrol. 261: 1-23.
- Wischmeier, WH & DD Smith. 1978. Predicting rainfall erosion losses-a guide to conservation planning. Handbook 537, USDA-ARS.

C4P6. ESTRUCTURA SUPERFICIAL EN UN HAPLUSTOL BAJO SIEMBRA DIRECTA Y ROTACIÓN DE CULTIVOS

Aoki, Antonio M.; Alvarez, Carolina; Giubergia, Juan P.; Ateca, María R. y Apezteguía, Hernán P.

Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba. Ing. Agr. Aldo Félix Marrone 746. Ciudad Universitaria. Córdoba Capital. CP 5000. Argentina. aaoki@agro.unc.edu.ar

RESUMEN

En los sistemas de producción de la región central de Córdoba han ocurrido procesos de agriculturización que se caracterizaron por un creciente predominio de la soja en monocultivo en reemplazo de otros cultivos como sorgo, maíz, trigo, girasol y maní; inicialmente ocurrió en sistemas convencionales de labranzas y sin rotación de cultivos, posteriormente, los sistema de labranza fueron evolucionando hacia los llamados "conservacionistas" dentro de los cuales el sistema de siembra directa es el de mayor adopción en la región. El objetivo de este trabajo es comparar el efecto combinado de secuencias y de manejo de cultivos sobre condición estructural superficial de un suelo Haplustol de la región central de Córdoba. Las determinaciones se efectuaron en parcelas de 35 x 110 m correspondientes a un ensayo iniciado en 1995 en la EEA INTA Manfredi (Lat. 31,5º S, Long. 63,5º O). El diseño experimental es bifactorial: un factor secuencia de cultivos con dos niveles (monocultivo de soja -SS- y rotación soja-maíz -SM) y otro factor manejo de cultivos con tres niveles (siembra directa -SD-, siembra directa con cultivo de cobertura -SDcc- y labranza convencional -LC-). El suelo es un Haplustoléntico (Serie Oncativo) profundo, bien drenado, de textura franco limosa. Se extrajeron 3 muestras sin disturbar por parcela (45 muestras) de 0-10 cm, se las llevó a laboratorio y se determinó estabilidad estructural -EE- por tamizado en húmedo, cambio en el diámetro medio ponderado de los agregados -CDMP- por el método de tamizado en seco y en húmedo, y glomalina fácilmente extraíble con la metodología de Bradford. La glomalina es una glicoproteína producida por hongos micorrízicoarbusculares que se relaciona con la estabilidad de los agregados del suelo. Se efectuaron correlaciones y comparaciones con el test Pearson (α= 0,05). La glomalina correlacionó positivamente con EE (R^2=0,55) y negativamente con CDMP (R^2= -0,61). Se observó una elevada correlación negativa entre EE y CDMP (R^2= -0,89), lo que indicaría que ambos métodos son buenos estimadores de la condición estructural del suelo y denotaría la posibilidad de utilizar, con igual confianza, el método que esté disponible o el que sea de mas económico y expeditivo. En cuanto al contenido de glomalina SS con LC resultó estadísticamente inferior a los restantes tratamientos, no encontrándose diferencias entre ellos. Analizando el factor secuencia de cultivos se encontró SM > SS. Con relación a EE el test de Pearson mostró la secuencia estadística: SM SD = SM SDcc> SS SD = SS SDcc> SS LC = SM LC. En el CDMP de los agregados las diferencias estadísticas fueron las siguientes: SS LR > SM LR > SS SD = SS SDcc> SM SD = SM SDcc. Esto muestra la importancia de no mover el suelo para mantener la estructura y de incluir en rotación cultivos con mucho volumen de rastrojo.

Palabras claves: Glomalina, estabilidad estructural, CDMP.

C4P7. VARIACIÓN EN EL CONTENIDO DE C Y N POR INTRODUCCIÓN DE *LEUCAENA LEUCOCEPHALA* EN SISTEMAS PASTORILES

Banegas, Natalia[1,2]; Viruel, Emilce[2]; Corbella, Roberto[1], Plasencia, Adriana[1], y Radrizzani, Alejandro[2] .

[1]Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucumán. Avenida Roca 1900. San Miguel de Tucumán. Argentina. [2] INTA-Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido (IIACS-CIAP-INTA) Leales (CP 4113) Tucumán - Argentina.

RESUMEN

La potencialidad para almacenar C en suelo bajo pasturas puede limitarse por la baja disponibilidad de N. Es por ello que, existe consenso en relación a los beneficios potenciales de la introducción de leguminosas para incorporar N en pasturas megatérmicas, como una alternativa sustentable para la producción pecuaria, especialmente en zonas subtropicales. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la introducción de *Leucaena leucocephala* (Leucaena) sobre propiedades químicas del suelo en un sistema pastoril con base pasturas megatérmicas del Chaco Semiárido. El estudio se realizó en el Instituto de Investigación Animal del Chaco semiárido (IIACS), en un lote con *Brachiaria Brizantha* cv. Marandú (Brachiaria). En el año 2009, el lote fue dividido sembrándose en parte del mismo *Leucaena*. La misma se intersembró, a través de la técnica de siembra directa, en doble línea (a 1m) separada de otra doble línea a 5m. Posteriormente, en diciembre de 2011, toda la superficie cubierta con Brachiaria fue resembrada con *Chloris gayana* cv. Finecut. Quedaron establecidos, entonces, dos tratamientos: Pasturas megatérmicas (Brachiaria y Chloris) asociadas a Leucaena (PL), y pasturas megatérmicas (Brachiaria y Chloris) sin Leucaena (PP). Ambos tratamientos fueron pastoreados por bovinos desde mediados de primavera hasta fines del otoño, previó a los eventos de heladas. Las muestras de suelo fueron extraídas en marzo de 2013 y 2014, a tres profundidades: 0-20, 20-50 y 50-100 en PP y PL. El muestreo fue en zig-zag, extrayendo tres muestras compuestas por profundidad. Las muestras fueron llevadas a laboratorio, secadas al aire y tamizadas por malla de 2 mm. Sobre las mismas se determinó carbono orgánico (CO) por Walkey Black y Nitrógeno total (Nt) por Kjedhal. El contenido de CO y Nt en ambos tratamientos para los años 2013 y 2014 presentó los mayores valores en el estrato 0-20 cm, con respecto a las restantes profundidades evaluadas. Entre tratamientos, se observaron diferencias significativas en el contenido de CO, registrándose un incremento en los valores del mismo en el año 2014 en PL. En el 2013, se obtuvieron valores de 28,3±1,22 y 29,8±0,96 $Mg.ha^{-1}$ para PL y PP respectivamente, mientras que en 2014 los valores fueron 30,0±1,13 y 31,7±1,05 $Mg.ha^{-1}$ para PL y PP respectivamente, lo que significó una tasa de ganancia para PL de 1,71 Mg $C.ha^{-1}.año^{-1}$, y para PP de 1,95 Mg $C.ha^{-1}.año^{-1}$. La asociación leguminosa-pastura (PL) presentó los mayores contenidos de Nt con diferencias significativas en la profundidad 0-20 cm (0,130±0,0038 % y 0,137±0,0039 % para PL, año 2013 y 2014, respectivamente; 0,125±0,0032 % y 0,131±0,0035 % para PP, año 2013 y 2014, respectivamente). A mayores profundidades, no se registraron diferencias significativas entre tratamientos. La introducción de una leguminosa se traduzco en valores de N de 3,17±0,078 y 3,34±0,092 $Mg.ha^{-1}$ para PL en año 2013 y 2014, respectivamente, mientras que en PP se registraron valores de 3,05±0,076 y 3,20±0,088 $Mg.ha^{-1}$ en 2013 y 2014, respectivamente. La tasa de ganancia en mencionada profundidad fue de 0,17 y 0,15 Mg $N.ha^{-1}.año^{-1}$ para PL y PP, respectivamente.

Palabras clave: leguminosas, gramíneas, pasturas

C4P8. EFECTOS TEMPRANOS DE DOS SISTEMAS PRODUCTIVOS SOBRE LA CALIDAD DE UN HAPLUDOL EN FORMOSA

Baridón, Juan E.; Novella, Cristian J. y Rigonatto, Gabriela M.

Laboratorio de Suelos, Aguas y Forrajes. Centro de Validación de Tecnologías Agropecuarias Ibarreta. CEDEVA. Gobierno de Formosa. Ruta Nac. 81 Km 1376. Ibarreta (CP 3624), Formosa, Argentina. estebanbaridon@gmail.com

RESUMEN

En el noreste argentino se suceden desde hace años cambios de uso del suelo con un marcado avance de cultivos anuales en competencia con los usos tradicionales de la tierra, proceso denominado agriculturización por algunos autores. La provincia de Formosa debido a mejoras en su infraestructura, es actualmente un polo de este proceso. El objetivo del presente trabajo fue cuantificar, a 5 años del desmonte, los efectos de dos sistemas de manejo sobre un Hapludol de la región central de Formosa. Se analizaron tres usos del suelo: Monte nativo degradado (M), considerado situación testigo; Agricultura continúa en siembra directa (A) y Ganadería (G) en pastura implantada. Se utilizaron seis posibles indicadores de calidad para el horizonte superficial: pH, Carbono orgánico oxidable (COo), Carbono particulado (COp), estabilidad estructural (EE), Nitrógeno total (Nt) y densidad aparente (DA); de 10 a 20 cm se evaluó pH y DA. El suelo, en el uso Ganadería, mantuvo niveles de COo y EE similares al monte nativo. Este último presentó pH superficial ligeramente ácido, mientras que los otros usos produjeron su incremento. La densidad aparente aumentó en Ganadería y Agricultura con respecto al testigo. El COp resultó el indicador más afectado en A y G. Se concluye que los sistemas agrícolas y ganaderos aplicados en forma continua produjeron modificaciones en la calidad del Hapludol estudiado. Las variables pH, COo, COp, EE y Da resultaron indicadores tempranos de la pérdida de calidad del suelo. La agricultura continua en siembra directa produjo el mayor deterioro del sistema edáfico. Contrariamente a lo esperado 5 años de pastura implantada sólo atenuaron el deterioro del suelo, sin producir mejoras sobre la calidad del mismo respecto a Monte nativo degradado.

Palabras clave: indicadores, carbono particulado, agriculturización.

INTRODUCCIÓN

Para el año 2050 se estima un crecimiento de 38 % en la población mundial, que pasará de 6.987 a 9.587 millones de personas (*Population Reference Bureau*, 2013). Ante este escenario demográfico, acompañado por el incremento en la demanda de alimentos, la respuesta obligada consistirá en el aumento de la producción, en particular en países como Argentina, con condiciones edafoclimáticas favorables y potencialidad productiva aun no utilizada.

El avance de cultivos anuales sobre diferentes ambientes, en competencia con los usos tradicionales de la tierra, ha sido definido por algunos autores como "agriculturización" (Baridón y Casas, 2014). La provincia de Formosa, debido a mejoras en su infraestructura, es actualmente un polo de este proceso, lo cual requiere del análisis y monitoreo de la calidad de sus suelos. En tal sentido, es complejo determinar si un sistema productivo es sostenible, y en particular si el suelo a mediano y largo plazo no pierde calidad. Existen numerosas definiciones de calidad del suelo, la mayoría de ellas se basan en su capacidad de cumplir con ciertas funciones: productividad biológica sostenible (producir sin perder sus propiedades físicas, químicas y biológicas); atenuar contaminantes ambientales y patógenos; ciclado de nutrientes, movimiento hídrico, soporte estructural; resistencia-resiliencia y hábitat- biodiversidad, entre otras (Doran y Parkin, 1994; Karlen *et al*., 1997; Andrews *et al.*, 2004). Si bien no existe un método universal para evaluar los cambios en la calidad del suelo, es frecuente hacerlo mediante la utilización de indicadores. Los indicadores de calidad son variables edáficas sensibles al manejo y a las condiciones edafoclimáticas, capaces de sintetizar información; miden, cuantifican y comunican esa información (Cantú *et al*., 2007; García *et al.*, 2012). Así, para cada región es necesario la determinación de un conjunto mínimo de indicadores y la asignación de valores umbrales para los mismos (Wilson y Sione, 2017).

La pérdida de calidad del suelo, en Formosa ha sido reportada en distintas situaciones. Baridón *et al.* (2012), registraron la disminución del COo, Carbono liviano y Nt en un Hapludalf de la región centro oeste (Laguna Yema), luego del desmonte y 10 años de agricultura continua con labranza convencional. Trabajando en Hapludoles y Argiudoles del área noreste, con mayores contenidos de humedad edáfica, Baridón y Casas, (2014) informaron marcadas alteraciones en la calidad de los mismos luego de 20 a 25 años de uso continuo con distintos sistemas productivos, y definieron indicadores de calidad.

La región de estudio, centro de la provincia de Formosa, posee una elevada potencialidad ganadera-agrícola, con complejos de suelos que incluyen a Hapludoles entre sus componentes de mejor aptitud. En la misma aún existe una

amplia zona con montes nativos, degradados por entresacas de madera y pastoreo, con una tendencia hacia el cambio de uso a una agricultura continua y ganadería intensiva.

El objetivo del presente trabajo fue cuantificar, a 5 años del desmonte, los efectos de dos sistemas de manejo sobre un Hapludol de esta región de Formosa.

MATERIALES Y METODOS

1- Características generales del área de trabajo:

Se trabajó en un establecimiento representativo de la zona centro de Formosa ubicado en cercanías de la localidad de Subteniente Perín, Departamento Bermejo (Figura 1).

Según INTA (SAGyP-INTA 1990) los suelos característicos conforman una asociación de Haplustol, Natracualf y Albacualf. No obstante los registros climáticos de la zona permiten definir al régimen de humedad edáfica como údico. Así, el suelo de mejor aptitud agrícola ganadera se clasifica como Hapludol y se presenta en relieves normales y posición de lomas altas. La vegetación natural predominante está integrada por bosques altos, abiertos o cerrados. La región se caracteriza por presentar un equilibrio entre precipitación y evapotranspiración anual, próxima a los 1000 mm, con lluvias concentradas en la época estival. La temperatura media anual es de 22 ºC, con temperaturas máximas que superan los 45 ºC. Las temperaturas mínimas absolutas de mayor riesgo se registran entre junio, julio y agosto con probabilidad de ocurrencia de heladas. La frecuencia de estas es de 0-8. (Portal Oficial de Formosa, 2005).

2- Sistemas Productivos:

Se identificaron tres sistemas productivos (SP) representativos de los distintos usos del suelo: Monte nativo degradado (M), Agricultura continua (A), Ganadería (G). Las características de cada sistema son las siguientes:

- Monte nativo degradado (M): Constituye un monte de especies nativas, degradado por pastoreo, apertura de picadas y entresacas de madera. Los árboles dominantes son: Quebracho colorado (*Schinopsis lorentzii*), Quebracho blanco (*Aspidosperma sp*), Palo santo (*Bulnesia sarmientoii*), Guayacán (*Caesalpinia paraguariensis*) y Algarrobo blanco (*Prosopis alba*).
- Agricultura continua (Ac): Comprende un área con agricultura continua en siembra directa, desmontada hace 5 años. El desmonte fue mecánico con topadora, seguido de acordonado y quema. Posteriormente se realizó despalado manual, dos pasadas con rastra de discos pesada y dos de rabasto. Una vez iniciado el ciclo agrícola se continuó con barbechos cortos y control químico de malezas. La historia agrícola del lote fue la siguiente: 2011 desmonte; 2012/2013 Girasol, 2013/2014 Maíz para grano, 2014/2015 Sorgo para silo, 2015/2016 Maíz para silo.
- Ganadería (G): Representada por un área desmontada hace 5 años con pastura de Gatton panic (*Panicum maximun*) y Grama rhodes (*Chloris gayana*).



Figura 1. Ubicación esquemática del área de trabajo

3- Diseño del muestreo.

El muestreo se realizó sobre un Hapludol en los tres SP antes mencionados según un diseño aleatorio estratificado. Los estratos se correspondieron con las situaciones de uso, Monte nativo (M), considerado como testigo; Agricultura continua (A) y Ganadería (G). En cada estrato, se distribuyeron al azar 5 sitios del muestreo. En cada sitio, se extrajo una muestra compuesta superficial de hasta 10 cm de profundidad y otra subsuperficial de 10 a 20 cm. Se analizaron un total de 30 muestras de suelo

4- Indicadores de calidad de suelos.

Se midieron variables ya utilizadas como indicadores en otras regiones de la provincia de Formosa (Baridón *et al*., 2012; Baridón y Casas, 2014). Sobre las muestras superficiales (0-10 cm) se determinó: pH 1:2,5, método potenciométrico; carbono orgánico oxidable (COo), método de Walkley Black; carbono orgánico particulado (COp) (Galantini, 2005); Nitrógeno total (Nt), método Kjeldahl; estabilidad estructural (EE) (Le Bissonnais, 1996) y densidad aparente (Da), método del cilindro (Forsythe, 1975). En las muestras subsuperficiales (10-20 cm) se evaluó pH (pHs) y densidad aparente (Das).

5-Análisis estadísticos

A efectos de caracterizar el comportamiento de las variables se aplicaron técnicas de estadística descriptiva, incluyendo análisis de la varianza. La comparación de medias se realizó mediante el test de diferencias mínimas significativas de Fisher.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores medios de las variables propuestas como indicadores de calidad en los distintos usos del suelo, sus desvíos estándar y la existencia de diferencias estadísticas significativas, se presentan en la Tabla 1. En la misma se observa que los valores medios de pH, COo, COp, EE, Da de las muestras superficiales y la densidad aparente subsuperficial (Das), presentaron diferencias significativas entre los distintos usos. Contrariamente Nt del horizonte Ap y pH subsuperficial (pHs), no evidenciaron diferencias estadísticas.

Tabla 1. Valores de las variables analizadas en cada sistema productivo.

			Variables analizadas								
			pH	**COo [g.kg^{-1}]**	**Cop [g.kg^{-1}]**	**Nt [g.kg^{-1}]**	**C/N**	**EE-**dmp **[mm]**	**Da [g.cm^{-3}]**	**pHs**	**Das [g.cm^{-3}]**
Sistema Productivo	**A**	Media	$7,46_b$	$12,96_a$	$4,83_a$	$1,07_a$	12,1	$0,58_a$	$1,42_b$	$7,44_a$	$1,46_b$
		D. est.	0,37	3,87	1,92	0,28	---	0,12	0,07	0,31	0,08
	G	Media	$7,2_b$	$19,95_b$	$4,79_a$	$1,35_a$	14,8	$1,09_b$	$1,42_b$	$7,94_a$	$1,47_b$
		D. est.	0,37	4,28	1,38	0,50	---	0,22	0,13	0,59	0,10
	M	Media	$6,64_a$	$26,04_c$	$13,01_b$	$1,69_a$	15,4	$1,39_b$	$1,26_a$	$7,64_a$	$1,29_a$
		D. est.	0,25	4,54	5,82	0,53	----	0,29	0,05	0,55	0,09

A, agricultura; G, Ganadería; M, monte nativo. D. est.: desvío estándar. dmp: diámetro medio ponderado; abc: Letras distintas señalan diferencias significativas. ($p<0,05$)

Los valores medios del pH superficial señalan diferencias significativas de los sistemas agrícola y ganadero con respecto a monte nativo; no así entre ellos (Tabla 1). En M el pH resultó ligeramente ácido mientras que en A y G ligeramente alcalino. La causa podría fundarse en la quema de rastrojos forestales, posterior al desmonte, que produce el aumento del pH superficial del suelo. Esta reacción es más marcada en los primeros 5 cm de profundidad, debido a cationes fácilmente disponibles provenientes de las cenizas (Mils, 2006).

La Tabla 1 permite observar diferencias estadísticas significativas entre los valores medios del COo en el horizonte Ap. Luego de 5 años desde el cambio de uso, el contenido de COo del Monte, 26,04 g.Kg^{-1}, disminuyó 23,39% con uso ganadero, y 50,23% con agricultura continua en siembra directa. Estos cambios son concordantes con los reportes de otros autores ante cambios de uso del suelo. Albanesi *et al*., (2003) trabajando sobre un Haplustol éntico y un Argiustol típico del centro-este de la provincia de Santiago del Estero concluyeron que la menor cobertura vegetal no alcanza a proteger al suelo del excesivo calentamiento, estimulando la mineralización del C y la formación de compuestos de mayor labilidad y más susceptibles a la degradación microbiana. Detectaron 14 % de pérdida de COt en un horizonte Ap de 16 cm de espesor, con 7 años de agricultura continua. Heredia *et al.* (2006) encontraron importantes disminuciones en el contenido de C en suelos dedicados a la agricultura y estas diferencias fueron más marcadas en los primeros años de agricultura convencional. Baridón y Casas, (2014), en Hapludoles similares a los de este estudio, pero en una zona más húmeda de Formosa, reportaron la disminución de 30,75 % del COt en sistemas de agricultura continua y el aumento de 24,72 % en sistemas pastoriles, 25 años después del desmonte. Es factible que este último resultado aún no se manifieste, en las condiciones del actual trabajo, debido a que 5 años pastura implantada no han sido suficientes para revertir los efectos iniciales del desmonte.

El indicador COp presentó diferencias estadísticas entre Monte nativo (13,01 g.Kg^{-1}), Agricultura (4,77 g.Kg^{-1}) y Ganadería (4,83 g.Kg^{-1}), Tabla 1; estos últimos sin diferencias entre sí. Si bien se señaló anteriormente una pérdida de COo de 23,39% en G y 50,23% en A, la perdida de COp fue muy superior en ambos usos con respecto al monte testigo, próxima a 63 %. Según Caldwell *et al*., (2002) esto podría explicarse a partir de los procesos de combustión y violenta mineralización en la quema de los residuos del desmonte.

La sensibilidad de la estabilidad estructural, frente a distintos usos y manejos en diferentes suelos, ha sido verificada (Cerdà, 2000; Ferreras *et al.*, 2007; Álvarez *et al.*, 2008; Baridón y Casas, 2014). La misma, evaluada a través del diámetro medio ponderado de los agregados luego de ser sometidos a la acción del agua se presenta en la Tabla 1, y permite observar que la agricultura continua produjo una disminución significativa de la EE, mientras que el uso Ganadero presentó agregados de diámetros medios similares a Monte nativo.

Si bien se registró una tendencia a la disminución del Nt de monte nativo (M) a agricultura continua (A), la misma no resultó de valor estadístico y no sigue el mismo comportamiento que el COo. Esto se sustenta en la distinta naturaleza y composición de la materia orgánica aportada al suelo por cada sistema productivo, lo cual se manifiesta en la relación C/N, Tabla 1. Torres *et al.* (1996) hacen referencia a la elevada relación C/N en el monte chaqueño, producida por los restos lignificados y el alto contenido de C en la broza.

Los valores de la densidad aparente superficial y subsuperficial presentaron variaciones significativas entre los distintos sistemas productivos (Tabla 1). En los primeros centímetros del suelo, se incrementó de 1,26 gm.cm^{-3} en M, a

1,42 gm.cm^{-3} en A y G. Este incremento, al igual que el aumento en la DA subsuperficial es coincidente con lo reportado por Rojas *et al.* (2016) en el noroeste de Chaco. Contrariamente Albanesi *et al.*, (2003) informaron que sitios de pastizal sometidos a desmonte selectivo manual y manejo silvopastoril, no mostraron diferencias significativas de la DA con respecto al monte natural.

El pH subsuperficial (10-20 cm) no registró variaciones que permitan utilizarlo como indicador de calidad del suelo en las condiciones de este estudio.

Seis de las variables evaluadas han presentado diferencias estadísticas en sus valores medios. El uso ganadero determinó que el suelo mantuviese su calidad en cuanto al contenido de COo y EE. Si bien se esperaba que en el sistema ganadería algunos indicadores manifestaran una mejora en la salud del suelo, con respecto al monte nativo degradado, esto no ocurrió. Una posible explicación se funda en el fuerte impacto inicial del proceso de agriculturización, cuando el mismo parte del monte nativo formoseño. El movimiento de tierra, tránsito de maquinaria, quema del residuo y exposición del suelo desnudo a condiciones de alta radiación y temperatura, constituyen un evento que superaría su capacidad de resiliencia a corto y mediano plazo. Con prácticas de manejo adecuadas el sistema ganadería podría mejorar, a largo plazo, la degradación del suelo. En el sistema de Agricultura continua se ha profundizado la pérdida de la fertilidad química y física del suelo; procesos que podrían atenuarse e incluso revertirse con buenas prácticas de manejo que incluyan por ejemplo rotación de cultivos y cultivos de cobertura, entre otras.

CONCLUSIONES

Sistemas agrícolas y ganaderos aplicados en forma continua durante 5 años en un Hapludol de la región, produjeron la disminución en la calidad del mismo.

COo, COp, EE, Da y pH superficial resultaron indicadores tempranos de la pérdida de calidad del suelo.

La agricultura continua en siembra directa produjo el mayor deterioro del sistema edáfico.

Contrariamente a lo esperado 5 años de pastura implantada sólo atenuaron el deterioro del suelo, sin producir mejoras con relación al sistema de monte degradado.

BIBLIOGRAFÍA

- Albanesi, A.; A. Anriquez & A. Polo Sánchez. 2003. Efectos de la agricultura convencional en algunas formas del C en una toposecuencia de la Región Chaqueña, Argentina. Agriscientia 20:1-9.
- Álvarez, M.F.; M. Osterrieth; V. Laborde & L. Montti. 2008. Estabilidad, morfología y rugosidad de agregados de Argiudoles típicos sometidos a distintos usos: su rol como indicadores de calidad física en suelos de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Ci. Suelo (Argentina), 26(2): 115-129.
- Andrews, S.S.; D.L. Karlen & C.A. Cambardella. 2004. The Soil Management Assessment Framework: A Quantitative Soil Quality Evaluation Method. SoilSci. Soc. Am. J., 68: 1945-1962.
- Baridón, E.; A. Pellegrini; J. Lanfranco & V.Cattani, 2012. Variación de la fracción orgánica por agriculturización en Alfisoles subtropicales de Argentina. CienciAgro., 2 (3):371-378.
- Baridón J. E. & R. Casas. 2014. Quality indicators in subtropical soils of Formosa, Argentina: Changes for agriculturization. International Soil and Water Conservation Research 2 (4): 13-24.
- Caldwell, T.; D. Johnson; W. Miller & R. Qualls. 2002. Forest floor carbon and nitrogen losses due to prescription fire. Soil Sci. Soc. Am. J. 66: 262-267.
- Cantú, M.P.; A. Becker & J.C. Bedano. 2007. Evaluación de la calidad de suelos mediante el uso de indicadores e índices. CI. Suelo (Argentina), 25 (2): 173-178.
- Cerdà A. 2000. Aggregate stability against water forces under different climates on agriculture land and scrubland in southern Bolivia. Soil & Tillage Research 57 (2000): 159-166
- Doran, W.J. & B. Parkin. 1994. Defining and Assessing Soil Quality. In: Doran, J.W.; D.C. Coleman; Bezdicek, D.F.; and Stewart, Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. SSSA. Special Publication Number 35. Madison, Wisconsin, pp 3-21
- Ferreras, L.; G. Magra; P. Besson; E. Kovalevski & F. García. 2007. Indicadores de calidad física en suelos de la región pampeana norte de Argentina bajo siembra directa. CI. Suelo (Argentina), 25(2): 159-172.
- Forsythe W. 1975. Manual de laboratorio: Física de suelos. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. San José, Costa Rica. 212 pp
- Galantini, J. A. 2005. Separación y análisis de las fracciones orgánicas. En: L. Marbán y S. E. Ratto. (Eds.)Tecnologías en análisis de suelos. Pp 95-106. AACS. Buenos Aires. 215pp
- García, Y.; W. Ramírez & S. Sánchez. 2012. Indicadores de calidad de los suelos: una nueva manera de evaluar este recurso. Pastos y Forrajes, 35 (2): 125-138.

- Heredia O.S.; L. Giuffré; F.J. Gorleri & M.E. Conti. 2006. Calidad de los suelos del norte de Santa Fe. Efecto de la geomorfología y el uso de la tierra. Ci Suelo (Argentina) 24(2):109-114.
- SAGyP-INTA, Secretaria de Agricultura, Ganadería y Pesca - Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.1990. Atlas de suelos de la República Argentina. Provincia de Formosa, escala 1:500.000.
- Karlen, D.L.; M.J. Mausbach; J.W. Doran; R.G. Cline; R.F. Harris & G.E. Schuman. 1997. Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. Soil Science Society of America J., 61: 4-10.
- Le Bissonnais, Y.L. 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. European Journal of soil science, 47(4), 425-437.
- Mils, G H. 2006. Impacto de la quema controlada sobre los principales parámetros químicos del suelo.Revista Marca Liquida Agropecuaria. : http://www.produccion-animal.com.ar/produccion_y_manejo_pasturas/uso_del_fuego/01-quema_impacto_sobre_suelo. pdf (Consultada el 26/02/2018)
- Population Reference Bureau 2013. Informe anual de evolución de la población mundial. Disponible en: http://www.prb.org/pdf14/2013-population-data-sheet_spanish.pdf (Consultada el 26/02/2018)
- Portal Oficial de Formosa. 2005. Clima y Temperatura. Disponible en: http://www.formosa.gob.ar/miprovincia/aspectosgenerales/climaytemperaturas (Consultada el 20/02/2018)
- Rojas, J.M.; J. Prause; G. Sanzano; O. Ernesto; A. Arce & M. C. Sánchez. 2016. Soil quality indicators selection by mixed models and multivariate techniques in deforested areas for agricultural use in NW of Chaco, Argentina. Soil & Tillage Research, 155: 250-262
- Torres, P. & A. Abril, 1996. Dinámica microbiana del suelo en un desmonte selectivo del Chaco árido Argentino. Ciencia del Suelo, 14: 30-36.
- Wilson M.G. & S. Sione. 2017. Selección de indicadores de calidad de suelo. Obtención del conjunto mínimo de indicadores. Criterios para la definición de valores umbrales y obtención de índices. En: Manual de indicadores de calidad del suelo para las ecorregiones de Argentina. INTA Ediciones 151 pp. Libro digital

C4P9. PROPIEDADES EDÁFICAS Y RENDIMIENTO EN UNA PASTURA LUEGO DE DIEZ AÑOS DE AGRICULTURA CONTINUA

Barrios, Mónica. B.[1.4]; Ana, C. Sokolowski[1]; María, C. Gagey; Hernán, A. Rodríguez[1]; Javier, De Grazia[1]: Silvina, P. Debelis[1]; Ángel. D. Blasón[1]; Luciano, Benavides [2]; María, S. Gilardino[1], José, E. Wolski[1]; Ileana, R. Paladino[3] y Alfonso Buján[1]

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Lomas de Zamora. monicabarrios4@yahoo.com.ar. [2]Comisión Nacional de Energía Atómica. [3]Instituto de Suelos INTA Castelar. [4]Instituto de Investigación en Producción Agropecuaria Ambiente y Salud IPAAS. CIC

RESUMEN

Los cambios en la calidad del suelo producidos por los sistemas agrícolas, pueden evaluarse directamente en base al efecto sobre la conservación del recurso suelo. La siembra directa y las rotaciones como sistema de producción sustentable son herramientas importantes y válidas para mejorar su funcionamiento. Las prácticas de manejo, como la labranza, tienen efectos en el corto y largo plazo, modificando propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Hace10 años se instaló un ensayo bajo dos sistemas de labranza: labranza convencional y siembra directa, donde se realizó una rotación de cultivos (soja, trigo y maíz). En 2015, sobre esa rotación se implantó una pastura polífitica. Las determinaciones físicas y químicas de suelo se realizaron previo a la siembra de la pastura (2015) y dos años después de instalada (2017). El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de 10 años de agricultura continua y 2 años de una pastura sobre algunas propiedades edáficas y sobre el rendimiento de la pastura, bajo dos sistemas de labranza, en Pampa Ondulada. La implementación de la siembra directa combinada con una rotación de cultivos de más de 10 años, donde se fueron intercalando gramíneas con leguminosas y finalizando con una pastura polifítica, generó un aumento del contenido de carbono orgánico total debido al poco movimiento de los agregados y al mayor aporte de carbono por parte de la pastura. Asimismo, estas prácticas promovieron la formación y estabilización de los agregados. Los resultados de las prácticas aplicadas debieran tenerse en cuenta a la hora de planificar planteos productivos sustentables. Conocer las variaciones de la materia orgánica y sus fracciones resultó ser una herramienta de gran valor para poder entender muchos procesos edáficos.

Palabras claves: siembra directa, estabilidad estructural, carbono orgánico particulado.

INTRODUCCIÓN

El sistema de laboreo y la rotación de cultivos son prácticas de manejo con reconocida capacidad de modificar la calidad del suelo. La implementación de sistemas de producción, donde los cultivos anuales rotan con pasturas perennes y no se laborean, mejoran los indicadores de calidad del suelo y reducen la erosión (García-Préchac *et al.,* 2004). Los beneficios de las rotaciones se asocian con aumentos en la materia orgánica del suelo, mejoras en las propiedades físicas y con la interrupción del ciclo de muchos patógenos del suelo y ciclos de malezas, los cuales pueden ser responsables de la depresión del rendimiento con monocultivo continuo. Es importante no sólo la rotación, sino también la secuencia de cultivos, en especial cuando se combinan cultivos de raíces que pueden explorar y recuperar N de zonas muy profundas del perfil (Karlen *et al*., 2006). La secuencia de cultivos dentro de una rotación, puede ser esencial dado que algunos de ellos aumentan su productividad dependiendo de los cultivos precedentes, repercutiendo de manera directa sobre la sustentabilidad del sistema (Forján y Manso, 2016 y Wyngaard, 2010). Cultivos como maíz, girasol, trigo y soja presentan los mejores rendimientos cuando son sembrados en lotes que provienen de pastura, comparativamente con otros antecesores (Forján, 2002). La labranza acelera la descomposición de la materia orgánica y destruye los agregados estables (Dexter, 1991). La estabilidad de los agregados puede ser uno de los indicadores que permita evaluar la sostenibilidad (Pilatti *et al.,* 1998, Novelli, 2007). Los diferentes sistemas de labranza afectan las propiedades físicas del suelo, entre ellas la estabilidad estructural (Steinbach & Álvarez, 2007). La estabilidad de los agregados del suelo, es la habilidad del mismo para mantener la arquitectura de su fase sólida y del espacio poroso cuando es sometido a un estrés (Novelli, 2007). Algunos procesos potencialmente destructivos son la manipulación mecánica en el laboreo o el impacto durante la caída de las gotas de agua en el suelo. Le Bissonnais, (1996) propone una metodología para medir la estabilidad estructural, con la utilización de tres pre-tratamientos y luego mediante una fórmula matemática obtiene el diámetro medio ponderado (DMP), el cual resume el estado de la estabilidad de agregados de los suelos.

La materia orgánica también es un indicador temprano que posee una influencia sobre la calidad y productividad del suelo (Corbella *et al.,* 2006). Los sistemas tradicionales de agricultura continua han provocado una disminución del

contenido de materia orgánica en toda la región pampeana (Galantini *et al*., 2008). En la Provincia de Buenos Aires existen estudios que demuestran que los niveles bajaron progresivamente con el uso agrícola sometidos a más de 20 años (Álvarez *et al*., 2005). Asimismo, la labranza tiene un efecto sobre la acumulación y distribución de materia orgánica en el perfil. Diversos autores han reportado aumento superficial de la misma bajo siembra directa sin diferencias en profundidad (Eiza *et al.*, 2005; Gutiérrez Boem *et al*., 2008; Wyngaard, 2010; Cisneros *et al*., 2012). Los componentes lábiles de la materia orgánica son más sensibles a los cambios en las propiedades del suelo debido al manejo, que la materia orgánica total (Fabrizzi *et al*., 2003; Galantini *et al*., 2007., Ferrari Laguzzi, 2014). Los compartimientos de la materia orgánica se pueden definir y cuantificar mediante distintos métodos de fraccionamiento. Cambardella y Elliott (1992) propusieron un método de fraccionamiento físico que consistía en tamizar el suelo original y llamar fracción lábil al obtenido luego de la separación, a aquél cuyo tamaño de partícula estuviera comprendido entre 50 y 2000 µm. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de 10 años de agricultura continua y el de 2 años de una pastura sobre las propiedades edáficas (estabilidad de agregados, densidad aparente, impedancia, infiltración básica, nitrógeno total, carbono orgánico total, carbono orgánico asociado a la fracción mineral y carbono orgánico particulado y sobre el rendimiento de la pastura, bajo dos sistemas de labranza, en Pampa Ondulada.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se realizó en un ensayo de rotaciones de cultivos y pasturas bajo diferentes sistemas de labranza, instalado en 2005. Considerado como un ensayo de larga duración (doce años). En el campo experimental de la Comisión Nacional de Energía Atómica (CNEA), ubicado en el Partido de Ezeiza, 34° 49’ 00” S, 58° 34’ 17” O, Buenos Aires, en la subregión de Pampa Ondulada. El clima es templado húmedo, la precipitación media anual es de 1050,4 mm, (fuente: Estación Meteorológica de Ezeiza serie: 1959-2009). Una ETP anual de 826 mm, sin presentar déficit hídrico en ningún momento del año. La estación con mayor precipitación es la primavera. La temperatura media anual es de 16,7 ºC, la temperatura media de verano es de 22,3 ºC y la de invierno de 10,7 ºC. El ensayo está situado en un paisaje con relieve normal y una pendiente media de 1%, el suelo es un Argiacuol vértico (Soil Survey Staff, 2006), con la siguiente secuencia del perfil: Ap, A2, BA, Bt1, Bt2, BC. Posee un contenido moderado de fósforo y nitrógeno y está imperfectamente drenado. La reacción en todo el perfil es neutra a ligeramente ácida y el contenido de materia orgánica es aproximadamente 4.31% (con un rango entre 2,99 a 5,78%). Presenta rasgos de hidromorfismo (moteados de Fe y Mn) a partir del horizonte BA. El ciclo agrícola presentó la siguiente rotación: soja1° (2005/06); trigo/soja2º (2006/07); maíz (2007/08); soja1º (2008/09); trigo (2009); maíz (2010/11); soja1º (2011/2012); soja1º (2012/13); maíz (2013/14); trigo (2014) y pastura (2015). Las muestras de suelo fueron tomadas de 0 a 10 cm de profundidad, en cada unidad experimental, previo a la implantación de la pastura (otoño 2015) y dos años después de instalada la misma (otoño 2017).

Las determinaciones Físicas del suelo fueron*:* La Densidad aparente (Dap) se determinó por el método del cilindro (Blake & Hartge, 1986). La determinación de la infiltración básica o conductividad hidráulica (Kh) se realizó con un infiltrómetro o permeámetro con mediciones parciales de lámina infiltrada durante 60 minutos hasta velocidad constante, tomándose esta última como infiltración básica. La resistencia a la penetración o impedancia (Imp) se midió con un penetrómetro de impacto de punta cónica cada 5 cm hasta los 10 cm de profundidad. La Estabilidad Estructural de los agregados (EE) se realizó por el método de Le Bissonnais (1996), a partir de muestras sin disturbar, transportadas en cajas rígidas al laboratorio. Posteriormente, se secaron al aire, hasta capacidad de campo y se tamizaron para obtener agregados de 3–5 mm, dejando secar en estufa a 40 ºC durante 24 hs para homogenizar el contenido de humedad. El método consiste en someter 10 g de los agregados homogeneizados a tres pretratamientos de laboratorio para el cálculo del Diámetro Medio Ponderado (DMP) de agregados estables. Los pretratamientos son: 1- *Humectación rápida por inmersión en el agua* (HRap); 2- *Humectación lenta por capilaridad* (HLen) y 3- *Disgregación mecánica por agitación después de prehumectación en etanol* (HEta). Luego, se realizó un tamizado en húmedo (etanol) y en seco utilizando una columna de tamices con diferente apertura de malla. Se pesó cada fracción, se calculó el DMP de cada pretratamiento. Con el DMP de cada pretratamiento se determinó el PromE que sintetizó la información obtenida de los pretratamientos evaluados. Los resultados se compararon con la escala de “Clases de estabilidad” propuesta por Le Bissonnais (Tabla 1).

Las determinaciones químicas de suelo se realizaron sobre una muestra representativa de cada parcela. El Carbono Orgánico Total (COT) se determinó por el método de Walkey-Black (Jackson, 1982). El fraccionamiento físico de los componentes de la materia orgánica para establecer el contenido particulado se realizó por la técnica descripta por Cambardella y Elliot (1992), y sobre cada fracción se determinó el carbono orgánico siguiendo la metodología descripta anteriormente para COT. Se obtuvieron dos fracciones: Carbono Orgánico asociado a la fracción mineral, menor a 53 µ

(COM) y el Carbono Orgánico Particulado, mayor a 53 µ (COP). El Nitrógeno Total (NT) se determinó por Kjedhal según el micrométodo descripto en SAMLA (2004).

Tabla 1: Clases de estabilidad de agregados en base a valores de DMP luego de la desagregación (Le Bissonnais, 1996).

DMP (mm)	Estabilidad Estructural
<0,4 mm	Muy inestable
0,4-0,8 mm	Inestable
0,8-1,3 mm	Moderadamente estable
1,3-2,0 mm	Estable
>2,0 mm	Muy estable

DMP: Diámetro Medio Ponderado.

La pastura, una mezcla polifítica de ***Bromus unioloides*** (Cebadilla criolla), ***Trifolium pratense*** (Trébol rojo) y ***Festuca arundinacea*** (Festuca) se instaló en el otoño del año 2015. El rendimiento en materia seca de la pastura (MS) se determinó en Mg ha^{-1} año, utilizando un cuadrado de corte, en tres momentos del año durante dos años (2016 y 2017).

El diseño experimental consistió en bloques completos al azar (DCA) con dos tratamientos: Siembra Directa (SD) y Labranza Convencional (LC) y cuatro repeticiones. El tamaño de cada parcela es de 250 m^2, cada una fue sometida al mismo tratamiento desde que el ensayo fue instalado en 2005. En las parcelas bajo SD no se realizaron trabajos de labranza, sólo se trataron con 3 L ha^{-1} de glifosato presiembra. Las parcelas con LC consistieron en una pasada de arado de reja y vertedera y dos pasadas de rastra de disco. Los efectos del sistema de labranza sobre los parámetros físicos, químicos y rendimiento se evaluaron estadísticamente con un análisis de varianza utilizando el paquete Infostat 2013 (Di Rienzo, *et al.*, 2012). Las medias significativamente diferentes se observaron usando test de Tukey ($p<0,05$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 2 se presentan los valores de las propiedades físicas del suelo en el año 2015, luego de 10 años de agricultura continua con rotación de cultivos, previo a la implantación de la pastura polifítica. La Dap, Imp mostraron diferencias estadísticamente significativas ($p<0,05$) entre tratamientos a favor SD, coincidiendo con trabajos anteriores en este ensayo (Barrios, 2011) y con otros autores como López *et al.*, (2015) y Manso y Forján (2015). Después de dos años posteriores de haber instalado la pastura (Tabla 3) ninguna de las variables físicas mostró diferencias significativas ($p<0,05$). La ausencia de diferencias significativas entre manejos durante 2017 podría estar relacionada a una mejora en el sistema poroso debido a la implantación de la pastura, lo cual contrarresta el efecto de mayor compactación que se encontró en 2015 bajo SD. Cabe mencionar que las diferencias entre Imp y Kh detectadas en 2015, no se evidenciaron de manera significativa entre tratamientos durante 2017. Los mayores contenidos de materiales orgánicos en los suelos bajo rotación con pasturas, favorecen la actividad biológica e inducen a la formación de bioporos, incrementándose la macroporosidad y consecuentemente disminuyendo la Imp (Díaz-Zorita y Duarte, 2001).

Tabla 2. Propiedades físicas del año 2015

	Dap ($g\ cm^{-3}$)	Hg (%)	Hv (%)	Imp (MPa)	Kh ($cm\ h^{-1}$)
LC	1,19 b	17,5 a	20,9 a	1,24 b	2,07 b
SD	1,25 a	17,3 a	21,6 a	2,47 a	5,07 a

LC= Labranza Convencional, SD= Siembra Directa. Dap; Densidad aparente, Hg: contenido gravimétrico de humedad, Hv: contenido volumétrico de humedad; Imp: resistencia a la penetración; Kh: Infiltración básica. Letras distintas muestran significancia ($p<0,05$) por columna.

Tabla 3. Propiedades físicas del año 2017

	Dap ($g\ cm^{-3}$)	Hg (%)	Hv **(%)**	Imp (MPa)	Kh ($cm\ h^{-1}$)
LC	1,17 a	27,87 a	32,49 a	0,73 a	2,45 a
SD	1,14 a	26,26 a	29,85 a	0,65 a	2,25 a

LC= Labranza Convencional, SD=Siembra Directa. Dap; Densidad aparente, Hg: contenido gravimétrico de humedad, Hv: contenido volumétrico de humedad; Imp: resistencia a la penetración; Kh: Infiltración básica. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p<0,05$) por columna.

En los dos años analizados, la EE mostró diferencias estadísticamente significativas (p<0,05) entre tratamiento a favor de SD respecto de LC (Figura 1). Cabe destacar, que el DMP según Le Bissonnais (1996) se encuentra dentro de valores de estabilidad estable. Gilardino *et al*, (2016) en este ensayo ya habían registrado similares valores donde la EE fue afectada por los sistemas de labranza. La SD produjo menor desagregación respecto de LC, debido a que tiende a favorecer la estabilidad del suelo. En estudios realizados por Cerana *et al.* (2004) en diferentes regiones agrícolas del país y utilizando diferentes métodos de determinación, destacaron a la EE como variable afectada por la agricultura practicada, el número de años y tipo de suelo. Las labranzas destruyen los macroagregados y provocan pérdidas de su estabilidad debido a la reducción del COP por existir una exposición del carbono que ha estado por un tiempo en su interior (Tisdall & Oades, 1972). Sin embargo, cabe destacar que durante el 2017 las diferencias entre sistemas de labranza, si bien persisten, no son tan marcadas lo que puede atribuirse al efecto benéfico de la pastura sobre la EE. El empleo de las rotaciones y pasturas bajo SD promueve la formación y estabilización de agregados (Agostini *et al*., 2015).

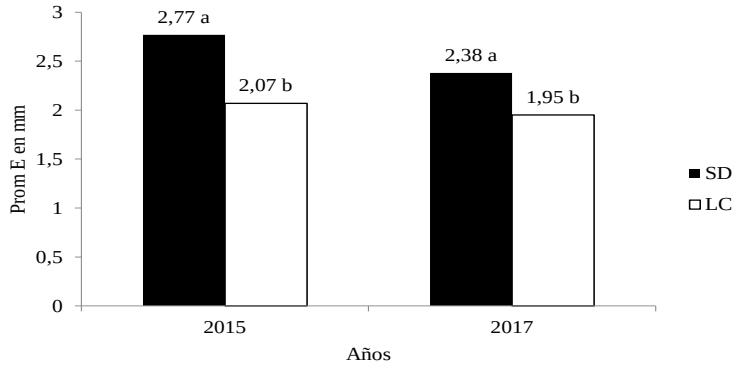


Figura 1. Estabilidad estructural

LC= Labranza Convencional, SD= Siembra Directa. Letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05) entre tratamientos.

Al estudiar las propiedades químicas del suelo, en el año 2015, el COT y sus fracciones, presentaron diferencias estadísticamente significativas (p < 0,05) entre tratamientos. COT resultó un 36 % superior bajo SD respecto de LC (Tabla 4). El COT es un parámetro que tiene un fuerte influencia sobre la calidad del suelo y su interacción con propiedades físicas, químicas y biológicas, que determina la sustentabilidad en los agroecosistemas (Sa & Lal, 2009, Cantú *et al*., 2007). El COM y COP resultaron significativamente superiores a favor de SD respecto de LC. El COP, fue la fracción donde se observaron las mayores diferencias debido al sistema de labranza, incrementándose en SD un 128 %. Coincidiendo con Cambardella & Elliott, (1992) y con López *et al*., (2015), en el presente trabajo, el efecto de la SD por la no remoción y la acumulación en superficie de residuos, produjo mayor contenido de COT, COP y COM, en relación con la LC. En el año 2017, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas (p < 0,05) entre los sistemas de labranza, para el COT y sus fracciones, lo cual podría relacionarse con un mayor aporte de carbono por parte de la pastura que contrarresta en parte el efecto negativo de la LC sobre la oxidación de la materia orgánica. Los efectos benéficos de las pasturas sobre el suelo crecen al aumentar la edad de las mismas, fundamentalmente a partir del tercer año desde la siembra (Díaz-Zorita *et al.,* 1997; Díaz-Zorita y Davies, 1995). Las ventajas de las pasturas se relacionan a una mayor densidad de raíces en los primeros centímetros del suelo y un gran aporte de restos de la biomasa aérea, lo que favorece la acumulación de materia orgánica (Puget y Lal, 2005). Respecto al NT no se observaron variaciones para los dos años y los dos sistemas de labranza.

Tabla 4. Variables químicas

	Año 2015				Año 2017			
	COT (%)	**COM (%)**	**COP (%)**	**NT (%)**	**COT (%)**	**COM (%)**	**COP (%)**	**NT (%)**
LC	1,94 b	1,55 b	0,39 b	0,20 a	2,00 a	1,68 a	0,33 a	0,20 a
SD	2,64 a	1,76 a	0,89 a	0,24 a	2,21 a	1,83 a	0,39 a	0,22 a

LC= Labranza Convencional, SD=Siembra Directa. COT: Carbono Orgánico Total; COM: Carbono Orgánico asociado a la fracción mineral (menor a 53 µ). COP: Carbono Orgánico Particulado (mayor a 53 µ); NT: Nitrógeno Total. Letras distinta muestran significancia (p<0,05) por columna.

La materia seca total para los dos años de la pastura fue significativamente diferente (p<0,05), para el 2016 (Figura 2) con 14803 Kg ha^{-1} a favor de la LC, un 7 % más que SD que registró 13846 Kg ha^{-1}. Coincidiendo con Sanabria *et al*., 2006, quienes encontraron que en pasturas con tratamientos donde existía mayor roturación del suelo

mostraron mayor biomasa aérea y lo relacionaron a un mayor contenido de raíces. El segundo año la diferencia fue aún mayor; 12 % a favor de la LC con 14453 Kg ha^{-1} y 12901 Kg ha^{-1} para SD.

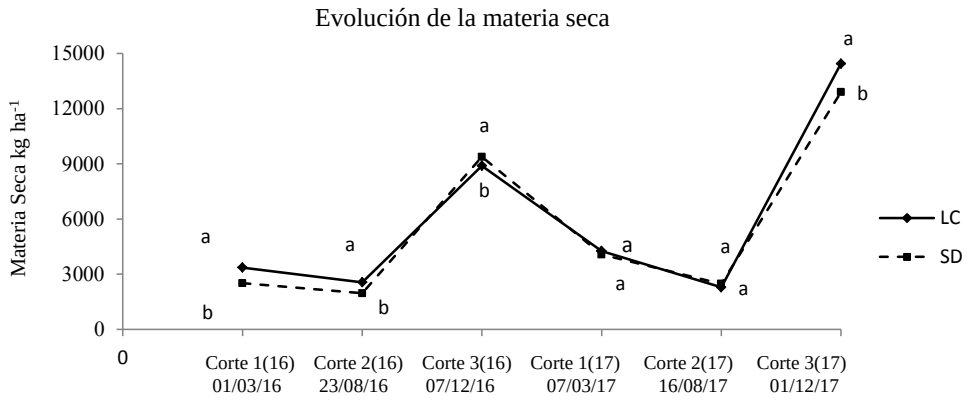


Figura 2. Materia seca para el año 2016 y 2017
LC= Labranza Convencional, SD= Siembra Directa. Letras distintas indican diferencias significativas (p<0,05) entre tratamientos.

CONCLUSIONES

La implementación de prácticas de manejo de bajo disturbio como la SD, combinado con una rotación de cultivos de más de 10 años donde se fue intercalando gramíneas con leguminosas, finalizando con una pastura polifítica, redundó en un aumento del contenido de materia orgánica debido al poco movimiento de los agregados y al mayor aporte de carbono por parte de la pastura. Asimismo, estas prácticas promovieron la formación y estabilización de los agregados. Conocer las variaciones de la materia orgánica y sus fracciones resultó ser una herramienta de gran valor para poder entender muchos procesos edáficos.

BIBLIOGRAFÍA

Agostini, M de los A, GA Studdert & GFE Domínguez. 2015. Cultivo sobre las Propiedades Químicas del Suelo y sus efectos sobre los Balances de Carbono. Editores de Sá Pereira Gabriela Minoldo Juan Alberto Galantini. Relación entre el cambio en el diámetro medio de agregados y el carbono orgánico y sus fracciones. ISBN 978-987-521-624-2. Pag 12-16.

Álvarez, C; M Barraco & M Díaz Zorita. 2005. Influencia de cultivos de cobertura en el aporte de residuo, balance de agua y contenido de nitratos. Boletín de divulgación técnica N°87 Aspectos de manejo de los suelo en sistemas mixtos de las regiones semiáridas y subhúmeda Pampeana. Ediciones INTA. P31.

Barrios, MB. 2011. Efecto del laboreo sobre el desarrollo de raíces y productividad. Editorial Académica Española. ISBN: 978-3-8443-4125-6. España.

Blake, GR & KH Hartge. 1986. Bulk density in: klute Methods of soil analysis. 2º ed. Madison: American Society of Agronomy (ASA) 9: 363-375.

Cambardella, C. & ET Elliot. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J., 56:777-783.

Cantú, M; A Becker; J Bedano & H Schiavo. 2007. Evaluación de la calidad de suelos mediante el uso de indicadores e índices. Ciencia del Suelo 25(2):173-178.

Cerana, JA; M Wilson;JJ De Battista; J Noir, J & C Quintero. 2004. Estabilidad estructural de los vertisoles de Entre Ríos en un sistema arrocero regado con agua subterránea, C. Editora. Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto, Córdoba, Argentina. RIA, 35 (1): 87-106 ISSN edición impresa 0325-8718 Abril 2006 ISSN edición en línea 1669-2314 INTA, Argentina.

Cisneros, JM; CG Cholaky; A Cantero Gutiérrez & J González. 2012. Erosión Hídrica UniRio Cuarto.

Corbella, RD; JR García; GA Sanzano; AM Plasencia & J Fernández de Ulivarri. 2006. Diferentes fracciones de carbono orgánico como indicadores de calidad de suelos del este Tucumano. Actas XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy, Argentina. 5 pp.

Dexter, AR. 1991. Amelioration of soil by natural processes. Soil Till. Res. 20: 87-100.

Díaz-Zorita, M. 1997. Propiedades edáficas y sostenibilidad de los sistemas de producción de la región noroeste bonaerense. Publicación Técnica Nº 21. EEA INTA Gral. Villegas, Buenos Aires, Argentina.

Díaz-Zorita M & P Davies. 1995. Cobertura vegetal y propiedades edáficas de pasturas perennes en la región noroeste bonaerense. Revista Argentina de Producción Animal 15: 213-215.

Díaz-Zorita M & GA Duarte. 2001. La siembra directa en los sistemas mixtos del oeste bonaerense. En Panigatti, J. L., D. Buschiazzo y H. Marelli, Eds. Siembra Directa II. Buenos Aires, INTA

Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L González; M Tablada & CW Robledo. 2012. InfoStat. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar

Eiza, JM; N Fioriti; G Studert & H Echeverría. 2005. Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: efectos de los sistemas de cultivo y de la fertilización nitrogenada. Cienc. Suelo 23 (1):59-67.

Fabrizzi, P; A Moron & F Garcia. 2003. Soil carbon and nitrogen organic fractions in degraded vs. non- degraded Mollisols in Argentina. Soil Sci. Soc. Am. J. 67: 1831-1841.

Ferrari Laguzzi, F; R Osinaga; JL Arzeno; AR Becker & T Rodríguez. 2014 Fraccionamiento y mineralización de la materia orgánica en distintos sistemas de labranza en un inceptisol de Salta. Cienc. Suelo 32(1) Ciudad Autónoma de Buenos Aires.

Forján, IH. 2002. Ventajas de la rotación de cultivos. La secuencia de cultivos y sus efectos. Factores que generan variabilidad en los rendimientos. Antecesor, secuencia, sistema de labranza. La importancia de la pastura. Cultivos de cobertura. El doble cultivo. Capítulo 3- La secuencia de cultivos Sitio Argentino de Producción Animal.

Forján, IH & L Manso. 2016. Rotaciones y secuencias de cultivos en la Región Mixta Cerealera del centro-sur bonaerense Convenio INTA-Ministerio de Asuntos Agrarios y Producción, Pcia. Bs. As. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Chacra Experimental Integrada Barrow. Archivo Digital: descarga y online ISBN 978-987-521-699-0.

Galantini, JA; J Iglesias; M LandriscinI; L Suñer & G Minoldo. 2008. En Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina. Editor Galantini J. A. Editorial de la Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca, Argentina, pp 71-92.

Galantini, JA; M Landriscini & C Hevia. 2007. Contenido y calidad de la materia orgánica particulada del suelo. Revista técnica especial en SD: Sistemas Productivos del Sur y Sudoeste Bonaerense. pp. 36-40.

García-Préchac, F; O Ernst; G Siri-Prieto & JA Terra. 2004. Integrating no-till into croppasture Rotations in Uruguay. Soil and Tillage Research 77:1-13.

Gilardino, MS; HA Rodríguez; J De Grazia; IR Paladino; MB Barrios; SP Debelis; AC Sokolowski & A Buján. 2016. Método de Le Bissonnais para Estabilidad de Agregados en labranzas contrastantes sobre un Argiacuol Vértico. Actas del XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo Pag 79. ISBN 978-987-688-172-2

Gutiérrez Boom, FH.; CR Álvarez; MJ Cabello; PL Fernández; A Bono; P Prystupa & MA Taboada. 2008. Phosphorus retention on soil surface of tilled and no-tilled soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 72:1158-1162.

Jackson. 1982. Análisis químicos de suelo. Ediciones OMEGA, S.A. Barcelona. 3er edición

Karlen, DL; EG Hurley, SS Andrews; CA Cambardella, DW Meek; MD Duffy & AP Mallarino. 2006. Crop rotation effects on soil quality at three northern Corn/Soybean Belt locations. Agron. J. 98:484-495.

Le Bissonnais Y. 1996. Aggregate stability and assessment of soil and crustability anderodibility; I: Theory and methodology. Eur. J. Soil Sci. 47:425-437.

López, FM; M Duval; JA Galantini & JM Martínez. 2015. Comparación del contenido de carbono en un hapludol ústico con diferentes manejos Editores Eduardo de Sá Pereira, Gabriela Minoldo, Juan Alberto Galantini El Impacto de los Sistemas actuales de cultivo sobre las Propiedades Químicas del Suelo y sus efectos sobre los Balances de Carbono. E-Book ISN 978-987-521-624-2.

Manso, ML & HJ Forján. 2015. Materia orgánica en distintas rotaciones luego de 12 años bajo siembra directa. Editores Eduardo de Sá Pereira, Gabriela Minoldo, Juan Alberto Galantini. El Impacto de los Sistemas actuales de cultivo sobre las Propiedades Químicas del Suelo y sus efectos sobre los Balances de Carbono. E-Book ISN 978-987-521-624-2.

Novelli, L. 2007. Intensificación de la secuencia de cultivos en un Molisol y un Vertisol: cambios en la estabilidad estructural y en almacenaje de C en agregados. Tesis presentada para optar al título de Doctor de la UBA, área de Ciencias Agropecuarias.

Pilatti, MA; JA de Orellana; LJ Priano; O Felli & D Grenón. 1998. Incidencia de manejos tradicionales y conservacionistas sobre propiedades físicas, químicas y biológicas de un Argiudol en el Sur de Santa Fe. Ciencia del Suelo 6 (1):19-28.

Puget, P & R Lal. 2005. Soil organic carbon and nitrogen in Mollisol in central Ohio as affected by tillage and land use. Soil and Tillage Research. 80: 201-213.

Sá, JC de M. & R Lal. 2009. Stratification ratio of soil organic matter pools as an indicador of carbon sequestration in a tillage cronosequence on a Brazilian Oxisol. Soil Till. Res. 103: 46-56.

SAMLA. 2004. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación de la Nación Argentina. Dirección de Producción Agrícola. Sistema de Apoyo Metodológico a los Laboratorios de Análisis de Suelos Agua, Vegetales y Enmiendas Orgánicas. Buenos Aires, Argentina. 120 pp.

Sanabria, D; R. Silva-Acuña; M. Marcano; R. Barrios. 2006. Editor Rivas e Iraida Rodríguez. Evaluación de tres sistemas de labranza en la recuperación de una pastura degradada de Brachiaria humidicola. Zootecnia Trop., 24(4): 417-433.

Soil Service Staff. 2006. Claves para la taxonomía de suelos. 10º edición. USDA NRCS. Washington D.C.

Steinbach, H & R Álvarez. 2007. ¿Afecta el sistema de labranza las propiedades físicas de los suelos de la Región Pampeana? Ed. INPOFOS. Informaciones Agronómicas 33:7–12.

Tisdall, JM & JM Oades. 1982. Organic matter-stable aggregates in soils. J. Soil Sci., 33:141-163.Wyngaard, N. 2010. Efecto a largo plazo de la fertilización y los sistemas de labranza sobre las propiedades de un argiudol y el rendimiento de maíz. Tesis de Maestría. FCA-UNMP, Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina. 75 pp.

C4P10. CONSERVACIÓN DE TIERRAS EN ENTRE RÍOS: PERCEPCIÓN SOBRE LIMITANTES Y PROPUESTAS DE ADOPCIÓN DE PRÁCTICAS

Beghetto Stella M.[1]; Wilson, Marcelo G.[2]; Benetti, Pablo L.[3]; Seehaus, Mariela S.[2]; Van Opstal, Natalia V.[2]; Gabioud, Emmanuel A.[2]; Rubio, Fernanda[4]; Cadudal, Marie[5]; Galizzi, Flavio[6] y Sasal, María Carolina[2]

[1]Cambio Rural II. [2]INTA, Estación Experimental Paraná. Oro Verde 3101, Entre Ríos, Argentina. [3]Sub Secretaría Agricultura Familiar.[4]Consultora Proyecto FAO-MST. [5]ENSAT-Toulouse, Francia. [6]Bolsa de Cereales de Entre Ríos. smbeghetto@hotmail.com

RESUMEN

La Cuenca del Arroyo Estacas, situada al norte de Entre Ríos, es un área representativa de los cambios en el uso de la tierra de los últimos años, caracterizado por la incorporación de la agricultura a partir del desmonte. El uso agrícola es considerando con riesgos de erosión hídrica y limitaciones para uso continuado. En el área de influencia, se lleva adelante el Proyecto FAO "Manejo Sostenible de Tierras" que plantea la necesidad de implementar prácticas de manejo que permitan prevenir, mitigar y/o rehabilitar tierras. En ese marco se plantearon como objetivos a nivel local: a) elaborar un mapa de actores b) relevar la precepción acerca de la problemática del MST, c) relevar las barreras para la adopción de las prácticas planteadas y d) relevar las propuestas para su adopción, según las necesidades y características del área. En reuniones, jornadas y talleres se plantearon metodologías participativas y encuestas específicas a productores, técnicos asesores y profesionales especializados en conservación de suelos, para recabar información sobre barreras de adopción de las prácticas de manejo sostenible y propuestas para lograr su implementación. Los resultados obtenidos nos permitieron observar las diversas percepciones acerca de la problemática. Respecto a la relevancia de los aspectos legislativos para la conservación y la incidencia de los costos de implementación de prácticas de manejo, un 75% de los profesionales especializados expresaron la necesidad de rever aspectos legislativos para lograr su implementación. A su vez, un 53% de los mismos, se refirieron a las trabas económicas como la principal barrera a corto plazo para la implementación de MST. Otro resultado relevante, fue la coincidencia en difundir las prácticas de conservación y capacitaciones locales, tanto por técnicos como productores. El trabajo de análisis realizado, permite delinear acciones concretas para la implementación de MST al relevar las necesidades de los sectores involucrados.

Palabras claves: prácticas conservacionistas, erosión hídrica, investigación acción participativa

INTRODUCCIÓN

La Organización de Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) lanzó el Proyecto "Soporte de Decisiones para la Ampliación e Integración del Manejo Sustentable de Tierras (MST)", en el cual participan 15 países, uno de ellos es Argentina. El proyecto tiene, a escala global, dos metas principales: por un lado, contribuir a la lucha contra la desertificación, la degradación de tierras y la sequía (DDTS) al ampliar e implementar prácticas de MST, a través de la toma de decisión local. Por otro parte, se busca también aumentar el suministro de bienes y servicios de los ecosistemas, y mejorar la seguridad alimentaria en los países y regiones afectados por la DDTS.

Argentina cuenta con dos Sitios Piloto para implementar los objetivos FAO planteados a nivel local, uno en Salta y la Cuenca del Arroyo Estacas, en Entre Ríos. El Arroyo Estacas (afluente del Arroyo Feliciano) está situado en el norte del Departamento La Paz y posee una superficie total de 770 km^2. La Cuenca es un área representativa de los cambios en el uso de la tierra que se han dado en los últimos años, caracterizado por la incorporación de tierras a la agricultura a partir del desmonte. La mayor superficie presenta aptitud ganadera, considerando al uso agrícola con riesgos de erosión hídrica y serias limitaciones para su uso continuado. Así, la combinación de suelos de alta erodabilidad en producción agrícola, con pendientes pronunciadas y falta de rotaciones adecuadas, representan el área de mayor riesgo de erosión. En la Fig. 1 se observan las áreas de la Cuenca con mayores riesgos, que indican la necesidad de implementar diferentes prácticas de manejo que permitan prevenir, mitigar o rehabilitar tierras, según cada caso.

Teniendo presente la problemática planteada, el proyecto de MST en el Sitio Piloto Cuenca Arroyo Estacas plantea acciones de ampliación e integración de cuatro prácticas:1) Utilización de terrazas y canales colectores de evacuación hídrica para prevenir la erosión hídrica, 2) Sistematización de tierras a nivel de microcuencas con elementos lineales como corredores de biodiversidad para la conservación integral de los servicios ecosistémicos[1], 3) Aplicación de

[1] Esta propuesta sigue la línea desarrollada desde el proyecto GEF PSE Sitio Piloto Aldea Santa María, Entre Ríos.

sistemas agrícolas basados en los pilares de la agricultura conservacionista y 4) Prácticas que hacen a un manejo racional del pastoreo, tanto en lotes con y sin monte nativo.

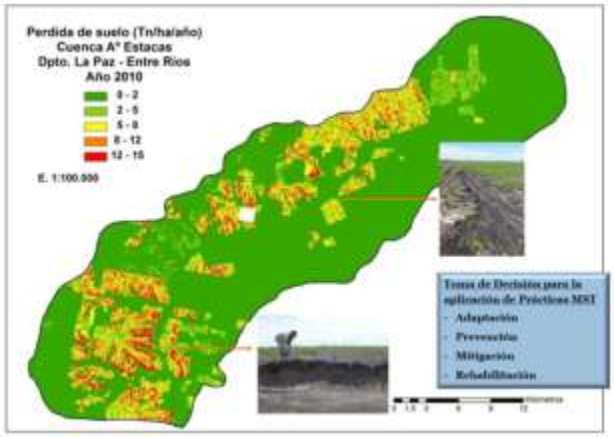


Figura 1. Mapa de integración de los factores que inciden en la pérdida de suelo por erosión hídrica donde se destacan diferentes áreas de intervención en el SP Cuenca Arroyo Estacas (Entre Ríos)

Llevar adelante dichas acciones requiere de un gran trabajo con los diversos actores locales y provinciales. En tal sentido, se plantearon los siguientes objetivos: a) elaborar un mapa de actores de la Cuenca Arroyo Estacas b) relevar la precepción acerca de la problemática del MST en la zona, c) relevar las barreras para la adopción de las prácticas planteadas y d) relevar las propuestas para su adopción, según las necesidades y características del Sitio Piloto.

MATERIALES Y MÉTODOS

El proceso de relevamiento de percepciones sobre la problemática del MST, identificación de barreras y propuestas para la adopción de las prácticas de manejo sostenible, se realizó a través de encuestas específicas y trabajo en taller. Se realizaron durante el año 2017 una "Jornada Regional de Manejo de Monte y Pastizal Natural" y un Taller sobre "Conservación y sistematización de tierras. Estrategias para la adopción de las prácticas", en la ciudad de La Paz (Entre Ríos). Ambas instancias permitieron realizar actividades tendientes a relevar información a técnicos y productores de la zona (Fig. 2).

En la Jornada de Manejo de Monte y Pastizal Natural se realizaron encuestas diferenciadas a productores y técnicos asesores con la finalidad de recabar la percepción de cada grupo sobre la identificación de problemas y adopción de prácticas locales de MST.



Figura 2. Programas de Convocatorias a los Talleres de MST y participantes a las convocatorias.

Las encuestas se estructuraron en bloques temáticos diferentes según el destinatario: para los técnicos se incluían las siguientes temáticas: 1) Grado actual de adopción de las prácticas de MST; 2) Identificación de los factores limitantes para la adopción de las prácticas; 3) Capacitación, formación y demandas. Por otra parte, la encuesta a los productores indagaba acerca de: 1) Características del productor y de su establecimiento; 2) Conocimiento y grado de adopción de las prácticas de MST; 3) Identificación de las dificultades para la adopción de las prácticas. También hubo preguntas comunes en ambas encuestas, que permitieron determinar las similitudes y divergencias de percepciones.

La información surgida a partir del procesamiento de las encuestas permitió plantear una actividad complementaria durante el Taller de Conservación y sistematización de tierras, dirigido específicamente a profesionales

especializados en temáticas de conservación de suelos, referentes institucionales del sector y actores del ámbito político tomadores de decisión. De esta manera, luego de una serie de disertaciones con referentes sobre la temática se llevó adelante una encuesta abierta para detectar las barreras de adopción de las prácticas de sistematización y las posibles propuestas para su superación. Las preguntas disparadoras fueron las siguientes: 1) ¿Cuáles son las limitantes a la adopción de las prácticas conservacionistas (barreras)?; 2) ¿Qué propuestas plantea para lograr la adopción generalizada? Ambas preguntas debían contestarse utilizando como criterio temporal el corto, mediano y largo plazo para ser cumplidas. Las respuestas obtenidas fueron sistematizas y agrupadas en categorías según similitud en las respuestas para realizar el posterior análisis de contenido (Delgado, 1995).

Finalmente, se realizó un Taller para la construcción de un Mapa de Actores y Sociograma donde participaron representantes de instituciones integrantes del proyecto. Mediante la utilización de éstas metodologías hemos logrado llevar a cabo la identificación de los actores vinculados al proyecto y a partir de allí, la construcción de un sociograma (Fig. 3).



Figura 3. Reunión para la Elaboración del Mapa de Actores y Sociograma en la Cooperativa Agropecuaria La Paz, Ltda.

Esta metodología trabaja mediante una construcción participativa entre los participantes de una experiencia para descubrir redes entre los actores (instituciones, organismos de gobierno, grupos de productores, personas, empresas, sector privado, comercios, instituciones religiosas) presentes en el sitio, descubriendo qué rol cumple cada uno y dónde está ubicado respecto del trabajo que se realiza: se trata de llevar a cabo una especie de "mapeo" acerca de los actores y sus acciones y relaciones (Gallar Hernández, 2013). Las dos dimensiones que se trabajan en el sociograma, en función de las cuales se ubican los actores en el tablero, son: poder y afinidad. La primera se refiere al poder de los actores presentes con el territorio, quienes influirán positiva o negativa en el desarrollo y consecución de los objetivos planteados en función de la segunda variable, la afinidad. Ésta ubica a los actores según el grado de cercanía y calidad del vínculo con el equipo de trabajo y la temática llevada adelante por el proyecto.

Éstas actividades se ubican dentro de plan de Mainstreaming del Proyecto SD MST, cuyo objetivo es elaborar una estrategia de posicionamiento y difusión del MST, con el objetivo de que éste se inserte en los canales de toma de decisión como una herramienta fundamental (de enfoque transversal) dentro de los planes de desarrollo local y nacional.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Relevamiento de percepciones sobre la problemática del MST

Se completaron un total de 83 encuestas, 45 de productores y 38 de técnicos. La información recabada nos permitió comenzar un proceso de indagación más preciso y profundo acerca de las limitaciones presentes a nivel local para la implementación de las prácticas de MST. Estas herramientas de recolección de datos más las metodologías participativas (sociograma), facilitan los procesos de autoanálisis por parte de las comunidades y se orientan a generar conocimientos útiles para la transformación de sus condiciones de vida. En la Tabla 1 se presentan las limitantes para implementar las prácticas de manejo, planteadas por los técnicos.

Algunos de resultados obtenidos se vinculan al grado actual de adopción de las prácticas de MST. Se presentan ordenados según mayor / menor presencia en el SP:

- Siembra Directa
- Pastoreo rotativo en pasturas
- Rotación de cultivos
- Manejo integrado (de ganado) en bosque nativo
- Fertilización según análisis de suelo

Por otra parte, al ser consultados los productores acerca de la oferta de capacitación (cursos, posgrados, seminarios, charlas, etc.) sobre prácticas de MST dirigida a técnicos, el 80% la consideró baja o inexistente. A su vez,

respecto a la cantidad de pedidos de asesoramiento técnico solicitado en los últimos 5 años respecto al problema de degradación de tierras o sobre prácticas de manejo, el 40% de los técnicos respondió no haber recibido nunca solicitudes de asesoramiento o consultas de este tipo.

Tabla 1. Motivos que limitan la implementación de las prácticas de manejo sustentable de tierras.

Prácticas \ Motivos	Económico [1]	Arrendamiento de la tierra	Ausencia de heredero del establecimiento	Falta de legislación [2]	Falta de capacitación e información [3]	Otro (especificar)
Sistematización de tierras para prevención y mitigación de la erosión hídrica y del encharcamiento – ***terrazas de evacuación***	Sí: 42,1 % No: 50% N/c: 7,9 %	Sí: 63,1% No: 28,9 % N/c: 7,9 %	Sí: 0 % No: 92,1 % N/c: 7,9 %	Sí: 23,7 % No: 68,4 % N/c: 7,9 %	Sí: 36,8 % No: 55,2 % N/c: 7,9 %	- Falta planificar a largo plazo
Sistematización de tierras para la conservación integral de los servicios ecosistémicos – ***terrazas reservorios y nivel de micro- cuencas***	Sí: 31,6 % No: 60,5 % N/c: 7,9 %	Sí: 28,9 % No: 63,1 % N/c: 7,9 %	Sí: 2,6 % No: 89,4 % N/c: 7,9 %	Sí: 28,9 % No: 63,1 % N/c: 7,9 %	Sí: 68,4 % No: 23,.7 % N/c: 7,9 %	-Falta conciencia
Manejo racional del pastoreo en lotes con y sin bosque nativo	Sí: 23,7 % No: 68,4 % N/c: 7,9 %	Sí: 13,1 % No: 78,9 % N/c: 7,9 %	Sí: 0 % No: 92,1 % N/c: 7,9 %	Sí: 18,4 % No: 73,7 % N/c: 7,9 %	Sí: 71 % No: 21 % N/c: 7,9 %	-Falta control leyes -Cultural -Dificultades operativas
Sistemas agrícolas basados en los pilares de la ***agricultura Conservacionista***	Sí: 31,6 % No: 60,5 % N/c: 7,9%	Sí: 47,3 % No: 44,7 % N/c: 7,9 %	Sí: 0 % No: 92,1 % N/c: 7,9 %	Sí: 28,9 % No: 63,1 % N/c: 7,9 %	Sí: 65,7 % No: 26,3 % N/c: 7,9 %	-Falta asesoramiento

1: Implementación, costos, disminución de la producción, etc. 2: Incentivos, exención impositiva, regulaciones, etc. 3: Los productores no saben que la práctica existe, o cómo implementarla, etc.

Resultados de encuestas a Productores

Al ser consultados sobre la propiedad de la tierra, más del 60% de los productores respondió ser propietario del 100% de las tierras que produce. Por otra parte, el 90% de los productores aseguró haber recibido educación formal en alguno de sus niveles, y de ellos más de la mitad lo hizo en los niveles técnico, terciario y universitario. Esto da cuenta de la formación educativa de los productores de la zona.

Otro dato interesante que surge, es la baja o inexistente oferta de capacitaciones dirigidas a éste sector sobre prácticas de manejo sostenible de tierras: más del 50% de los productores respondió que la oferta era baja o nula.

Para finalizar, hubo un ítem en la encuesta referido a las dificultades para la adopción de las prácticas de MST que arroja luz sobre cuáles deben ser los caminos a transitar y allanar para su adopción definitiva. Más del 90% de los productores refirieron las limitaciones de adopción a 1) desconocimiento de la práctica (19,9%); 2) dificultades operativas (21,9%); costo elevado (27,7%) y falta de capacitación e información (21,9%). Solo un 7,3% se refirió a los aspectos legislativos como una limitante en los procesos de adopción de prácticas de MST.

Limitantes y propuestas para la adopción de prácticas para control de erosión

En las encuestas realizadas en esta instancia, donde participaron técnicos y actores de distintas instituciones que se encuentran trabajando en el tema, se lograron relevar las siguientes barreras de adopción de las prácticas y posibles propuestas para su superación a corto, mediano y largo plazo (Fig. 4):

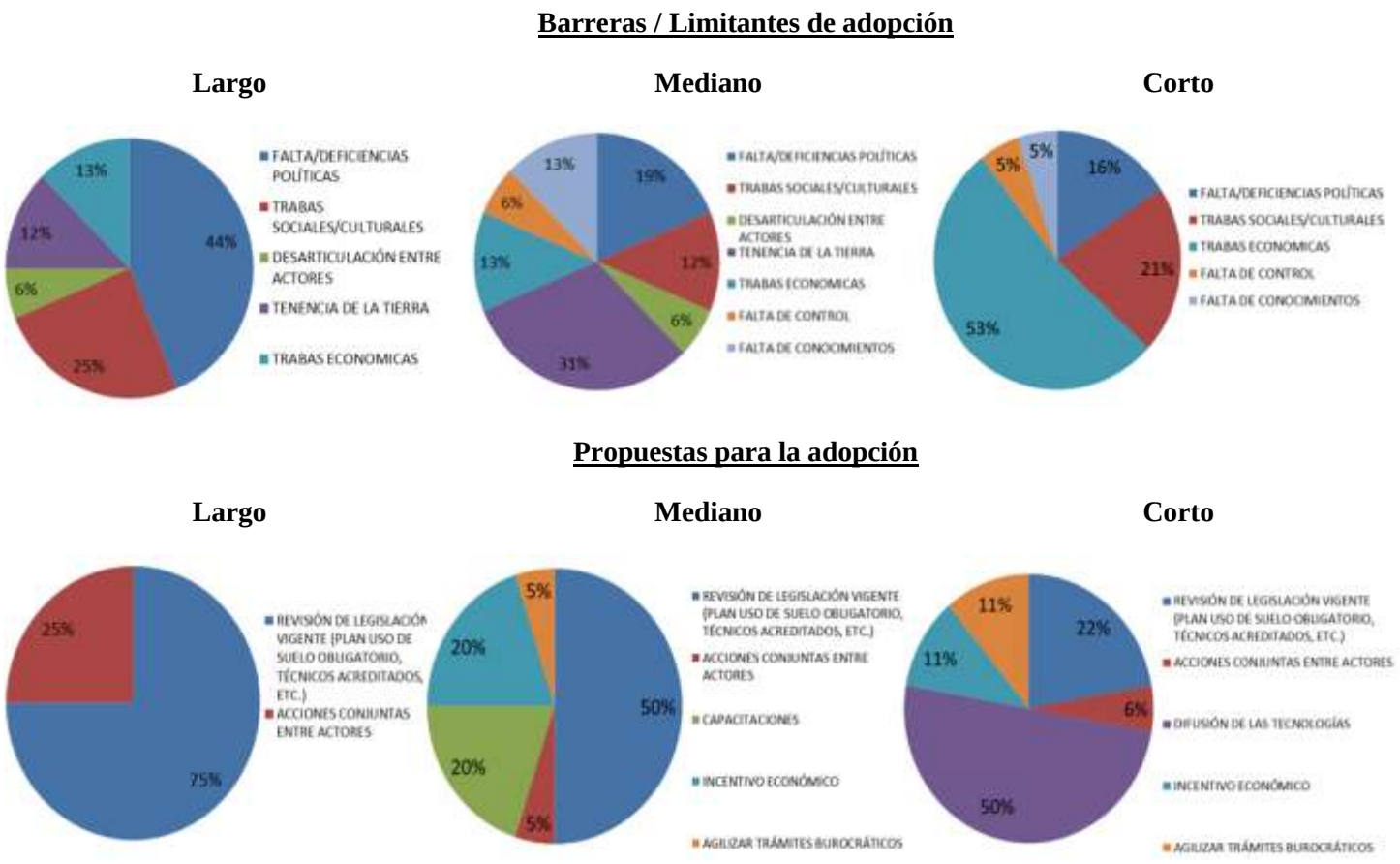


Figura 4. Resultados de encuestas sobre barreras y propuestas de adopción de prácticas de MST a diferentes horizontes temporales.

Como resultado del análisis, las barreras para la adopción de las prácticas de MST que mayor peso tuvieron a largo plazo fueron aquellas categorías referidas a la "Falta / Deficiencias Políticas" y las "Trabas Sociales / Culturales", acumulando entre ambas el 69% de las respuestas. A mediano plazo, esas dos categorías siguen presentes en números

significativos pero con una representatividad menor, pasando a tener mayor peso la categoría de "Tenencia de la tierra", acumulando el 31% de las respuestas, seguida de "Falta/deficiencias políticas" con un 19%. Por otro parte, en esta instancia aparece con un 13% la categoría "Falta de conocimientos", así como "Trabas económicas" y "Trabas sociales/culturales", con un 13 y 12% respectivamente. A corto plazo, la categoría con más del 50% de las respuestas es la referida a las "Trabas Económicas" con un 53%, seguida por las "Trabas Sociales / Culturales" con un 21% y la "Falta / Deficiencias Políticas" con un 16%.

En el caso de las propuestas para la adopción de prácticas de MST, a largo plazo dos categorías componen el 100% de las respuestas: "Revisión de legislación vigente (plan uso de suelo obligatorio, técnicos acreditados, etc.)" con un 75% y "Acciones conjuntas entre los actores" con un 25%. A mediano plazo, la "Revisión de la legislación…" se reduce al 50% pasando a cobrar importancia las categorías "Capacitaciones" e "Incentivo Económico", ambas con un 20% cada una. Al llegar al corto plazo, continúa estando presente con un 22% "Revisión de la legislación…", pero aparece fuertemente "Difusión de las tecnologías", con un 50%; mientras que "Incentivo Económico" pierde 9 puntos, quedándose con un 11% de las respuestas.

Por último, la información obtenida gracias a la realización del sociograma fue muy enriquecedora. Nos permitió elaborar un mapa de red con todos los actores del SP, permitiéndonos detectar actores con los cuales es necesario profundizar o comenzar a construir vínculos. Son actores con los que se podría trabajar y poseen poder como para influir en las toma de decisiones para la implementación de las prácticas, como por ejemplo CORUFA (Consejo Regulador del Uso de Fuentes de Agua, Entre Ríos), Validad Provincial, Sociedad Rural La Paz, Grupos CREA, CEPAL (Cooperativa Entrerriana de Productores Agrarios de La Paz), asesores privados y empresas privadas del sector agropecuario. Por otra parte, se logró identificar claramente quienes son los actores que actualmente no son afines a los objetivos del proyecto y poseen mucho o moderado poder para limitar la implementación de las prácticas de MST, ellos son ATER (Agencia Tributaria Entre Ríos) y las empresas de desmonte. El sociograma nos permite comenzar a elaborar estrategias de acercamiento con aquellos actores positivos para el proyecto, o bien estar precavidos sobre las acciones negativas que pueden llegar a generar aquellos actores opuestos a los objetivos del proyecto. Esto nos ayuda a reconocer las fortalezas y debilidades del proyecto, y a partir de ello sumar herramientas de análisis y reflexión para la elaboración de futuras acciones en la Cuenca del Arroyo Estacas, entendiendo así la complejidad del contexto de trabajo.

Este tipo de estudios descriptivos y exploratorios, como encuestas, talleres, sociogramas permiten detectar falencias para abordar futuras líneas de acción e investigación, permitiendo trabajar las problemáticas referidas al MST según la urgencia y necesidad de los actores involucrados (Cea D'Ancona, M. A., 2001)

CONCLUSIONES

Desde el comienzo, entendimos que la tarea de posicionar la temática del MST debía comprometer a la mayor cantidad de actores involucrados en su proceso, ya sean partícipes primarios como los profesionales del sector y los productores, tomadores de decisión como los referentes políticos o representantes de instituciones del ámbito agropecuario. Es un ejercicio permanente y conjunto. Por lo que entendemos que cada actividad debe ser trabajada y organizada en forma participativa, para comprometer en el desarrollo y los resultados a todos los participantes.

La información relevada a partir de las instancias de taller y encuestas, abordadas y llevadas adelante a partir de metodologías participativas han permitido detectar las escasas o nulas instancias de capacitación en MST, lo que implica un gran desafío para los organismos e instituciones científicas, educativas, de gobierno y productivas para promover y desarrollar espacios de formación en éstas temáticas. Por otra parte, la realización del mapeo de actores y sociograma ha permitido elaborar y delinear estrategias de trabajo colaborativo en el territorio, construyendo nuevas alianzas, profundizando las existentes y detectando posibles obstáculos para el desarrollo del manejo sostenible de tierras.

Las respuestas brindadas por los técnicos acerca de las barreras y propuestas para la adopción de las prácticas de MST, se destaca en el corto plazo que las barreras para la adopción de las prácticas se vinculan a trabas de índole económico, mientras que a largo plazo la problemática se complejiza, pasando a ser la cuestión legislativa el principal obstáculo para la adopción de prácticas de MST. En el caso de las propuestas, los técnicos apuntan fuertemente en todos los plazos de tiempo a la modificación de la legislación vigente, proponiendo la inclusión de un Plan de Uso del Suelo de adopción obligatoria. Por otra parte, en el corto plazo toma un peso altamente relevante las estrategias de difusión y comunicación de las prácticas. Finalmente, se destaca la diferente percepción respecto a la cuestión legislativa que tienen los productores, de los cuales sólo un 7,3% lo marcó como barrera para la adopción de las prácticas de MST.

Finalmente, se destaca el profundo compromiso de los participantes e instituciones de continuar apoyando la difusión de la conservación en todos los espacios técnicos, académicos, políticos e institucionales, tendiendo a promover la adopción de las prácticas conservacionistas. Los participantes del proyecto resaltaron el valor de la generación de espacios de intercambio de saberes y asumieron la tarea de participar activamente, promoverlos y replicarlos en el futuro.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo se realizó en el marco del Observatorio Nacional de Degradación de Tierras y Desertificación, liderado por el Ministerio de Ambiente de la Nación, CONICET, INTA y FAUBA; y del Proyecto FAO Proyecto "Soporte de Decisiones para la Ampliación e Integración del Manejo Sustentable de Tierras (MST)", en el Sitio Piloto de la provincia de Entre Ríos, participan las siguientes instituciones: INTA Centro Regional Entre Ríos, INTA EEA Paraná, INTA AER La Paz, Municipio de La Paz, Municipio de San Gustavo, Min. de Producción y Secretaria Ambiente del Gobierno de Entre Ríos, Facultad de Ciencias Agropecuarias UNER, Sub-Secretaria de Agricultura Familiar, Sociedad Rural de La Paz, Colegio de Profesionales de la Agronomía de Entre Ríos, Bolsa de Cereales de Entre Ríos y Cooperativa Agropecuaria La Paz Ltda. Trabajo enmarcado en los Proyectos INTA PNSUELO 1134021 y 1134023, PNNAT 1128041 y 1128035.

BIBLIOGRAFÍA

- Cea D'Ancona, M. A. 2001. Metodología cuantitativa: Estrategias y técnicas de investigación social. Editorial: Síntesis S. A. Madrid.
- Delgado, José Manuel et al. 1995. Métodos y técnicas cualitativas de investigación en ciencias sociales Editores: Síntesis. España.
- Gallar Hernández, David. 2013. Curso de especialización en soberanía alimentaria y agroecología emergente. Icaria Editorial, Barcelona, España.

C4P11. EFECTO DEL USO DE AZOSPIRILLUM Y DOS SISTEMAS DE LABRANZA EN EL RENDIMIENTO DEL MAÍZ DULCE

Benavides, L., Sproviero, C., Larrandart, A., García Alba, M., Ibarra, C., Bozzo, M., Solís, A. y Malter Terrada, M.

División Aplicaciones Agronómicas, CAE, Comisión Nacional de Energía Atómica.

sproviero@cae.cnea.gov.ar

RESUMEN

La producción agrícola debe ser sostenible con el objetivo de preservar los recursos y disminuir el impacto sobre el ambiente. Los manejos conservacionistas persiguen disminuir la degradación del suelo, pero deben mantener rendimientos aceptables, siendo necesario el empleo de la fertilización nitrogenada, sin ser tan evidentes sus efectos bajo estos manejos.

Este trabajo evaluó el aprovechamiento del nitrógeno y el agua en un cultivo de maíz dulce, bajo prácticas de manejo sostenible, con el fin de mejorar los rendimientos en producciones intensivas y de autoconsumo. El ensayo se realizó a campo, empleándose 2 sistemas de labranza (SL): convencional (LC) y mínima (LM). Los tratamientos fueron: Testigo sin fertilización ni inoculación (T), Inoculación (Nitragin Maíz) (I), Fertilización con 75 Kg $N.ha^{-1}$ + Inoculación (F1), Fertilización con 150 Kg $N.ha^{-1}$ (F2). Se fertilizó en el estadio de 6 hojas, con urea enriquecida en ^{15}N. Se estimó la Eficiencia del uso del agua en el ciclo del cultivo (EUA). A cosecha se determinó Biomasa Aérea Total (BAT), Eficiencia de Uso del Nitrógeno (EUN), Rendimiento de Espigas (RE) y producción de Biomasa Aérea (BA). La BAT ($t.ha^{-1}$) no presentó diferencias significativas entre SL. Se encontraron diferencias entre T y los tratamientos fertilizados, pero no entre F1 y F2. El I presentó valores intermedios entre T, F1 y F2. La EUN fue mayor en F1 respecto a F2. La BA no presentó diferencias significativas entre SL y tratamientos. El RE ($t.ha^{-1}$) y la EUA tuvieron la misma respuesta que la BAT con respecto a los SL y los tratamientos.

Bajo las condiciones de este ensayo, el tratamiento F1LM, sería una alternativa a utilizar debido que se obtiene el mismo rendimiento y aporta similares cantidades de residuos de cosecha respecto a F2, lográndose un manejo sostenible.

Palabras claves: Inoculación, conservación

INTRODUCCIÓN

El crecimiento demográfico ha llevado a un aumento de la demanda de alimentos, lo cual trae aparejado un incremento en la producción agrícola. Las producciones a escala de autoconsumo han tomado gran relevancia en áreas periurbanas y rurales, caracterizándose por emplear laboreos intensivos, y elevado uso de los recursos suelo, agua y fertilizantes. Un manejo inadecuado del sistema productivo tiende a favorecer la degradación del suelo, la disminución de la fertilidad, un uso ineficiente del agua, la contaminación de las napas freáticas por el uso inapropiado de fertilizantes y agroquímicos, resultando a largo plazo en una merma de los rendimientos. En los últimos años, se ha hecho hincapié en que la producción agrícola debe ser sostenible en el tiempo con el objetivo de preservar los recursos naturales y disminuir el impacto antrópico sobre el ambiente. Los manejos conservacionistas tienen como objetivos principales disminuir la degradación física, química y biológica del suelo, además de favorecer la acumulación de agua en el perfil. Esto puede lograrse manteniendo la estructura del suelo, mediante aumentos en el contenido de carbono orgánico. Un ejemplo es la labranza mínima, la cual produce una mínima remoción del suelo y deja al menos un 30 % de rastrojo sobre la superficie (Satorre *et al*., 2011). Por el contrario, la labranza convencional provoca la ruptura de los agregados, generando pérdida de la estructura, y a largo plazo la fertilidad del suelo tiende a disminuir. Otra práctica conservacionista incluye la inoculación con bacterias promotoras del crecimiento vegetal, como *Azospirillum* sp. Esta es una bacteria de vida libre que produce fitohormonas que promueven el crecimiento temprano de la raíz (Díaz Zorita *et al*., 2008; Díaz Zorita, 2014) lo cual le permitiría a la planta explorar un mayor volumen de suelo, facilitando la toma de agua y nutrientes por la planta (Puente *et al*., 2009; Doornbos *et al*., 2012; Villa Castro *et al*., 2014), lo que permitiría reducir la cantidad de fertilizantes aplicados.

El cultivo de maíz dulce (*Zea mays* var. Sacharata Bailey) es un cultivo de verano, con un ciclo de cultivo de 90 días en promedio, que se emplea como producto fresco (choclo) o como enlatado. Si bien posee altos requerimientos nutricionales, principalmente de nitrógeno (N) (Marini *et al*., 2015) respecto a otros cultivos, y requiere de una adecuada disponibilidad de agua, principalmente alrededor de la floración (Orosz *et al*., 2009, Ertek & Kara, 2013), deja gran cantidad de material vegetal de alta relación Carbono–Nitrógeno (C:N) luego de su cosecha. Los fertilizantes nitrogenados, orgánicos e inorgánicos, son uno de los insumos esenciales para mantener o aumentar los rendimientos en los sistemas agrícolas. No obstante, la disponibilidad del N aportado se ve influenciada por el tipo de suelo y las distintas prácticas de manejo, no siendo tan evidentes sus efectos. Es importante recordar que para realizar una buena práctica de fertilización, el fertilizante se debe aplicar al cultivo y no al suelo (IAEA, 2001).

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del uso de *Azospirillum brasilense* en el aprovechamiento del Nitrógeno (N) en un cultivo de maíz dulce, bajo dos sistemas de labranza, haciendo hincapié en desarrollar alternativas sostenibles de producción a productores de bajos recursos tecnológicos, con el fin de asegurar la seguridad alimentaria.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo fue realizado durante los meses de noviembre de 2016 a febrero de 2017, en un campo experimental ubicado en el Centro Atómico Ezeiza, 34° 49’ 00” S, 58° 34’ 17” O, Buenos Aires, subregión de Pampa Ondulada. El clima es templado húmedo, la precipitación media anual es de 1050,4 mm, con una ETP anual de 826 mm, sin presentar déficit hídrico en ningún momento del año. La estación con mayor precipitación es la primavera. La temperatura media anual es de 16,7 ºC, la temperatura media de verano es de 22,3 ºC y la de invierno de 10,7 ºC.

El suelo es un Argiacuol vértico (Soil Survey Staff, 2006), con la siguiente secuencia del perfil: Ap, A2, BA, Bt1, Bt2, BC. Posee un contenido moderado de fósforo y nitrógeno, relieve normal y una pendiente media de 1%, está moderadamente bien drenado. La reacción en todo el perfil es neutra a ligeramente ácida y el contenido de materia orgánica es aproximadamente 4.31% (con un rango entre 2,99 a 5,78%). Presenta rasgos de hidromorfismo (moteados de Fe y Mn) a partir del horizonte BA.

El diseño experimental fue de bloques completamente aleatorizados (DCBA), con 4 repeticiones, constando de 8 parcelas de 120 m^2 cada una dividida en 4 sub parcelas de 30 m^2. Se emplearon dos sistemas de labranzas realizadas 1 mes antes de la siembra: Labranza Convencional (LC), que consistió en el empleo de arado de reja y vertedera, seguida de 4 pasadas de rastra de discos y Labranza Mínima (LM) que insumió 9 pasadas de rastra de discos para lograr una adecuada cama de siembra. Previo a la siembra el control de malezas se realizó aplicando glifosato en ambos SL. Se utilizó el híbrido de maíz super dulce “BATTER TR F1”. El inoculante utilizado fue la formulación comercial Nitragin Maíz, que contiene la cepa AZ 39 de *Azospirillum brasilense*. Los tratamientos consistieron en un Testigo sin fertilización ni inoculación (T), Inoculación con Nitragin Maíz (I), Fertilización con 75 Kg $N.ha^{-1}$ + Inoculación (F1), Fertilización con 150 Kg $N.ha^{-1}$ (F2). El ensayo fue llevado a cabo bajo condiciones de secano. El cultivo antecesor fue maíz dulce. Los análisis de resultados se realizaron mediante ANOVAS, ($P<0,05$), empleando el programa INFOSTAT.

La siembra se realizó a finales de noviembre, en forma manual, sembrando 2 semillas por golpe y luego en el estadio de dos hojas se raleó para lograr una densidad de 57000 $plantas.ha^{-1}$. El inoculante líquido fue adicionado a la semilla al momento de la siembra (12 $ml.Kg^{-1}$ de semilla). Las malezas se controlaron de manera mecánica, hasta el momento que el maíz cubrió el entresurco, en la LC por medio de remoción del suelo con azada, mientras que en LM las malezas se eliminaron cortándolas con azada pero con una mínima remoción de suelo.

La fertilización se realizó en el estadío de 6 hojas (Andrade *et al*, 1996), depositando urea al costado de la planta e incorporándola en ambos sistemas de labranza. Para determinar el % de Recuperación del N proveniente del Fertilizante (%RNF), que relaciona los Kg de N derivados del fertilizante respecto a la dosis de fertilizante aplicada, se empleó una técnica isotópica que utiliza el ^{15}N como trazador (IAEA, 2001). Luego se determinó la Eficiencia de Uso del Nitrógeno (EUN) por la planta, como la cantidad de biomasa producida en función de la dosis aplicada.

Por último, se estimó la eficiencia del uso del agua (EUA), que se expresa como la biomasa producida por unidad de agua consumida durante el ciclo del cultivo:

$$\mathbf{EUA = B.ET^{-1}}$$

Donde:

EUA: eficiencia del uso del agua ($Kg.ha^{-1}.mm^{-1}$); **B:** biomasa total producida ($Kg.ha^{-1}$), como materia seca; **ET:** evapotranspiración del cultivo (mm). (Andrade et al, 1996).

La evapotranspiración del cultivo (mm de agua), se estimó según la siguiente ecuación:

$$\mathbf{ET = P \pm \Delta S}$$

Donde:

ET: evapotranspiración del cultivo; **P:** precipitación; **ΔS:** es la variación del agua almacenada en el suelo entre dos fechas sucesivas. (Tolk & Evett, 2009).

Los datos de precipitación fueron obtenidos a partir de la estación meteorológica que se encuentra en el Centro Atómico Ezeiza. Las variaciones de agua en el perfil del suelo fueron medidas utilizando una sonda de neutrones de profundidad. Esto se llevó a cabo en el periodo comprendido desde V3 (3 hojas) a cosecha.

Al momento de la cosecha se determinaron las siguientes variables: Biomasa Aérea Total (BAT) que incluye tallos, hojas, panojas y espigas, %RNF, EUN, Rendimiento de Espigas (RE), Producción de Biomasa Aérea (BA), compuesta por tallos, hojas y panojas y EUA.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la BAT ($t.ha^{-1}$) producida no se encontraron diferencias significativas con respecto a los sistemas de labranza. Sin embargo, se encontraron diferencias significativas entre tratamientos. El Testigo produjo una menor producción de BAT respecto a los tratamientos fertilizados, evidenciándose una respuesta positiva a la fertilización nitrogenada. Esto podría explicarse debido a que la alta relación C:N de los residuos de cosecha provenientes del cultivo antecesor (maíz dulce) favorecería los procesos de inmovilización del N por acción microbiana reduciendo la cantidad de N disponible en el suelo para la planta (Sánchez et al., 1998).

El tratamiento inoculado mostró valores intermedios a los del testigo y los tratamientos fertilizados. Entre F1 y F2 no se encontraron diferencias significativas (Figura 1).

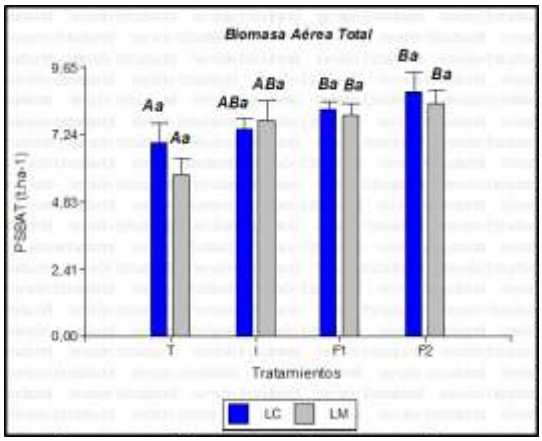


Figura 1. Biomasa Aérea Total (t.ha^{-1}) bajo 2 SL (media +/- desvío estándar) Letras mayúsculas distintas indican diferencias (P<0,05) entre Tratamientos. Letras minúsculas distintas indican diferencias (P<0,05) entre SL.

Los tratamientos fertilizados no presentaron diferencias significativas entre sí para la producción de BAT. Esto podría ser explicado a través de las variables %RNF y EUN. Con respecto al % RNF, no se encontraron diferencias entre SL, pero sí entre tratamientos, donde F1 mostró una mayor recuperación del N respecto de F2, lo cual podría atribuirse a la presencia del inóculo (Figura 2). Esto coincide con lo mencionado por Díaz Zorita et al. (2008, 2014), donde el inóculo favorecería el mayor crecimiento radical y le permitiría a la planta captar el N proveniente del fertilizante debido a que explora un mayor volumen de suelo, a diferencia del tratamiento F2, donde parte del N aplicado podría no ser absorbido por la planta inmediatamente quedando inmovilizado temporalmente en la materia orgánica del suelo por acción de los microorganismos (Stewart 2007).

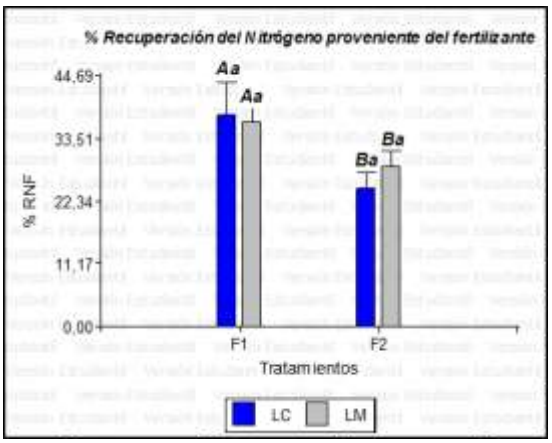


Figura 2. % de Recuperación del Nitrógeno proveniente del Fertilizante para BAT, bajo 2 SL (media +/- desvío estándar). Letras mayúsculas distintas indican diferencias (P<0,05) entre Tratamientos. Letras minúsculas distintas indican diferencias (P<0,05) entre SL.

Respecto a la EUN, LM (80,79) no se diferenció de LC (83,56); no obstante el tratamiento F1 (107,2) fue más eficiente que F2 (57,1). Estos resultados coinciden con lo encontrado por Caviglia et al. (2007) que menciona que el incremento en la disponibilidad de nitrógeno disminuye la EUN debido a que la absorción de nitrógeno supera a la necesaria para lograr la máxima tasa de crecimiento, especialmente en el cultivo de maíz que tiene un bajo umbral de nitrógeno foliar para alcanzar la máxima fotosíntesis.

Para el rendimiento de espigas comercializables (t.ha^{-1}) (RE), expresado como peso fresco, se encontraron diferencias entre el T (14,18), respecto a los tratamientos F1 (18,36) y F2 (19,57), no encontrándose diferencias entre estos últimos. El I (16,76), se comportó de manera intermedia entre el T y los tratamientos fertilizados. En cuanto a los SL, no se encontraron diferencias, siendo LC: 17,68 y LM: 16,75.

El RE, expresado como t.ha^{-1}en peso seco, reflejó el mismo comportamiento que el RE (peso fresco) y la BAT al comparar entre tratamientos y SL (Figura 3).

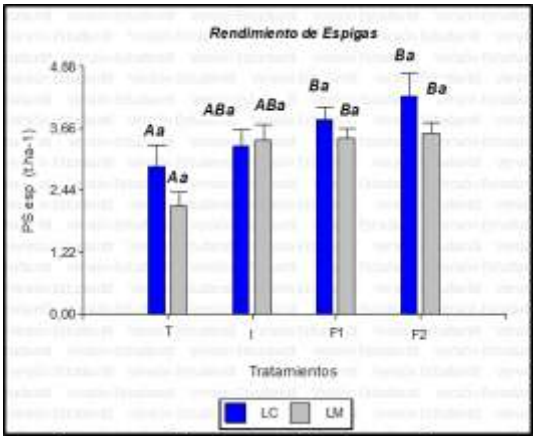


Figura 3. Rendimiento de Espigas, expresado en t.ha^{-1}, bajo 2 SL (media +/- desvío estándar). Letras mayúsculas distintan indican diferencias (P<0,05) entre tratamientos. Letras minúsculas distintas indican diferencias (P<0,05) entre SL.

Al evaluar la producción de Biomasa Aérea, se observó que no existieron diferencias significativas entre Tratamientos: T (3,87), I (4,24), F1 (4,39) y F2 (4,64), esto evidencia una posible retraslocación de fotoasimilados hacia los destinos reproductivos (espigas). De igual forma, los SL tampoco difirieron entre sí: LM (4,33) y LC (4,25).

En referencia a la EUA del cultivo, no se observaron diferencias entre SL, posiblemente debido a que las precipitaciones ocurridas durante el ciclo del cultivo no generaron condiciones de estrés hídrico marcado, no evidenciándose así el efecto del sistema de labranza sobre la acumulación del agua en el perfil del suelo.

Por otro lado, las diferencias encontradas entre el T y los tratamientos fertilizados responden al efecto positivo de la fertilización. El tratamiento inoculado, se comportó de manera intermedia entre T y los tratamientos fertilizados (Figura 4).

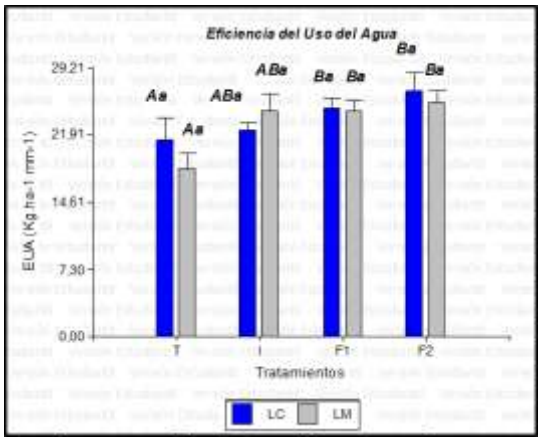


Figura 4. Eficiencia de Uso del Agua, expresada en Kg.ha^{-1}.mm^{-1}, bajo 2 SL (media +/- desvío estándar). Letras mayúsculas distintas indican diferencias (P<0,05) entre tratamientos. Letras minúsculas distintas indican diferencias (P<0,05) entre SL.

El hecho de no haber encontrado diferencias significativas entre los sistemas de labranza para las variables analizadas, indicaría que no hubo un efecto marcado en la acumulación de agua en el perfil, y que la cantidad de N disponible para la planta entre ambos SL fue similar desde la fertilización a la cosecha. Esto podría explicarse en base a los procesos de inmovilización y liberación del N, por acción de los microorganismos, en función de la relación C:N del

residuo de cosecha y el tiempo. Teniendo en cuenta que la cantidad de rastrojo proveniente del cultivo antecesor, expresado en $t.ha^{-1}$, fue mayor bajo LC (2,03) respecto de la LM (1,43) y que, previo a la siembra, se incorporó el rastrojo al suelo en LC mientras que en la LM se produjo una semi incorporación del mismo, se esperaría que la incorporación favoreciera una mayor inmovilización del N en el suelo en la LC respecto a la LM. Esto se evidenció al evaluar la concentración de N de nitratos y amonios, como suma, expresado en partes por millón (ppm) previo a la fertilización, donde LM (12,74) mostro mayores valores respecto a LC (7,99). En este punto cabe aclarar que la concentración de N disponible fue baja, y por lo tanto limitante en ambos SL. Esto podría coincidir con lo encontrado por Álvarez (2007) donde menciona que los valores de nitrógeno disponible medidos en 0-30 cm en suelos de la Pampa Ondulada son limitantes por debajo de las 26 ppm. Durante el crecimiento del cultivo, previo a la fertilización, bajo LC, los microorganismos del suelo consumirían el carbono orgánico y N proveniente del rastrojo y parte del N disponible en el suelo, aumentando su biomasa. Luego, una vez que se consume el sustrato presente en el suelo, se produciría la muerte de los microorganismos, liberándose el N y C al suelo. Bajo LM la inmovilización ocurre más lentamente porque el rastrojo se encuentra semi incorporado al suelo. Esto coincide con lo descripto por autores como Civalero *et al*. (2014) y Ernst *et al* (2002). Este último, menciona que los rastrojos enterrados tienen dos fases de descomposición. Durante la fase I desaparecen las fracciones solubles en agua y una variedad de compuestos nitrogenados que están rápidamente disponibles para los microorganismos. En la Fase II, la tasa de descomposición se reduce. Cuando los rastrojos se descomponen sobre la superficie del suelo, la fase I es menos marcada y más dependiente de la constitución química del rastrojo. Esto determina una descomposición más lineal en el tiempo y similar a la de la Fase II de los rastrojos enterrados.

Esta tendencia en la velocidad y magnitud de la descomposición del rastrojo se mantuvo en el tiempo, observándose que la inmovilización del nitrógeno, hasta que el cultivo alcanzó 6 hojas, fue mayor bajo LC, mientras que bajo LM dicho proceso fue menos marcado. Al momento de la fertilización se aplicó la misma dosis de urea en ambos SL, y parte de ese nitrógeno pudo haber sido asimilado por la biomasa microbiana presente en el suelo y parte tomado por la planta. Esto se vio reflejado al momento de floración, evaluando el %RNF estimado sobre la biomasa aérea, donde se observó que no existieron diferencias significativas entre ambos sistemas de labranza (LM: 37,76 y LC: 31,21). Es decir que ambos SL recuperaron la misma proporción del N proveniente del fertilizante en BA. Esta tendencia se mantuvo hasta el momento de la cosecha, donde no hubo diferencias significativas entre SL (LM: 17,42 y LC: 11,44).

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos permitirían concluir que, bajo las condiciones de este ensayo, el tratamiento fertilizado con 75 $KgN.ha^{-1}$ más inoculación y bajo un sistema de labranza mínima, sería una alternativa viable a utilizar debido a que el uso de una dosis menor de fertilización química y el agregado de un bioinoculante reduciría los costos ambientales y de fertilización, ya que disminuiría la contaminación provocada por un exceso de fertilizante agregado al sistema. Además, con la mitad de la dosis de fertilizante, se obtienen similares rendimientos y aportes de carbono orgánico (como residuo de cosecha) respecto a los 150 $KgN.ha^{-1}$. Finalmente, debido a que no se encontraron diferencias significativas entre los sistemas de labranza para las variables rendimiento de espiga, producción de biomasa aérea, y EUA, la labranza mínima permitiría mantener la estructura del suelo, la fertilidad a largo plazo y favorecería la acumulación de agua en el perfil, siendo esto último de gran relevancia durante los períodos de sequía, pudiéndose realizar este cultivo bajo condiciones de secano.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, R. 2007. Fertilización de Maíz. Álvarez Roberto (Ed). Fertilización de cultivos de granos y pasturas: diagnóstico y recomendación en la Región Pampeana. Vol. 2da edn. Pp 131-156. Editorial Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. 223 páginas.
- Andrade, F.; A. Cirilo; S. Uhart & y M. Otegui (Eds). 1996. Ecofisiología del Cultivo de Maíz. Editorial La Barrosa. Calle 28 nº 977. Balcarce, Buenos Aires. 292 páginas.
- Caviglia, O.P.; R.J.M Melchiori; A. Kemerer; N.V. Van Opstal & V.C. Gregorutti. 2007. Relaciones entre la eficiencia en el uso del nitrógeno y de la radiación en maíz. Actualización Técnica. Maíz, Girasol y Sorgo. Serie Extensión nº 44.

- Civalero, A.; R. Kolman; R. Fernández, & E. Noellemeyer. 2014. Efecto del sistema de labranza y la fertilización nitrogenada sobre el rendimiento de maíz (*Zea mays L.)* en un Haplustol Éntico de la Región Semiárida Pampeana. Semiárida Revista de la Facultad de Agronomía UNLPam Vol 24: 43-52. ISSN 2362-4337.
- Díaz-Zorita, M.; F. G. Micucci; R. M. Baliña & M. V. Fernández Canigia. 2008. Productividad de cultivos de maíz con tratamientos de semillas con *Azospirillum brasilense*. Merck Crop Bioscience. Argentina. 4p.
- Díaz-Zorita, M. 2014. Agronomic contribution of PGPR in Argentina: evolution and perspectives. II Latin American PGRP Workshop. Libro de Resúmenes, pág 55.
- Doornbos, R.F.; L.C. Van Loon & P.A.H.M. Bakker. 2012. Impact of root exudates and plant defense signaling on bacterial communities in the rhizosphere. A review. Agron. Sustain. Dev. 32, 227–243.
- Ernst, O.; O. Bentancur, & R. Borges. 2002. Descomposición de rastrojo de cultivos en siembra, sin laboreo: trigo, maíz, soja y trigo después de maíz o de soja. Agrociencia Vol. VI Nº1 pág. 20 -26.
- Ertek, A. and B Kara. 2013. Yield and quality of sweet corn under deficit irrigation. Agricultural water management, 129: 138-144.
- International Atomic Energy Agency 2001. Applications of nuclear techniques in soil fertility and plant nutrition studies. Use of isotope and radiation methods in soil and water management and crop nutrition. P*ág 21-103*. IAEA-TCS-14, Vienna, Austria. 247 páginas.
- Marini, D.; V. F. Guimaraes; J. Dartora; M. Lana and A. S. Pinto Junior. 2015. Growth and yield of corn hybrids in response to association with *Azospirillum brasilense* and nitrogen fertilization. Rev. Ceres, Vicosa, v.62, n.1, p. 117-123.
- Orosz, F.; S. Jakab; T. Losak; & K. Slezak. 2009. Effects of fertilizer application to sweet corn (*Zea mays*) grown on sandy soil. Journal of Environmental Biology 30(6) 933-938.
- Puente, M.; J. García & A. Perticari. 2009. Effect of the bacterial concentration of *Azospirillum brasilense* in the Inoculum and its plant growth regulator compounds on crop yield of corn (*Zea mays L.)* in the field. World Journal Agricultural Sciences 5 (5): 604-608.
- Sanchez, S.R.; G.A. Studdert & H.E. Echeverria. 1998. Dinámica de la mineralización del nitrógeno de residuos de cosecha en descomposición en un Argiudol Típico. *Ciencias del Suelo 16 1-6.*
- Satorre, E.H.; M.A. Taboada; G.A. Maddonni; P. Dodds, E. Gonzalez & P. Vilariño. 2011. Labranza y Rotaciones. Cátedra de Cereales y cultivos industriales. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. 26 Páginas.
- Soil Service Staff. 2006. Claves para la taxonomía de suelos. 10º edición. USDA NRCS. Washington D.C.
- Stewart, W.A (2007). Consideraciones en el uso eficiente de nutrientes. Informaciones Agronómicas, Planicies Centrales de los Estados Unidos del International Plant Nutrition Institute (IPNI).
- Villa-Castro, L.; N. Mayek-Pérez; J. G. García-Olivares & J. L. Hernández-Mendoza. 2014. Efecto de la inoculación en maíz con cepas nativas de Azospirillum spp. Avances en investigación agropecuaria 18(1): 33-38.
- Tolk, J.A & S.R. Evett. 2009. Lysimetry versus neutron moisture meter for evapotranspiration determination in four soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 73 1693-1698.

C4P12. INCENTIVOS ECONÓMICOS PARA LA CONSERVACIÓN DE SUELOS

Benito Amaro, Ignacio

Instituto de Economía, CICPES, I.N.T.A.; Rivadavia 1250, CABA; amaro.ignacio@inta.gob.ar

RESUMEN

En el siguiente trabajo se analiza de manera formal si existen diferentes incentivos a proteger la productividad de la tierra de acuerdo a quien es el que produce en esta, si es el propietario o un arrendador; si es este último, cual es la influencia en los incentivos que tiene los diferentes tipos de contratos, los cuales pueden ser resumidos en dos, contrato por un monto fijo o por un porcentaje de la producción. Este tema resulta relevante para la discusión sobre de la intervención pública en los contratos agropecuarios y en la regulación de la rotación de los cultivos bajo distintos argumentos referidos a la conservación del recurso suelo. La pregunta que resulta interesante de contestar es si realmente propietarios y arrendatarios tienen incentivos contrapuestos, donde uno tiene incentivos a conservar la productividad del recurso, y el otro los tiene a sobreexplotarlo. El trabajo trata de formalizar un problema práctico para tratar de comprender los determinantes e incentivos de los actores. Se plantea un modelo simple de teoría de juegos para intentar comprender los mecanismos que operan en la toma de decisiones, para luego plantear un modelo de optimización dinámica a fin de determinar teóricamente cual sería el stock de nutrientes del suelo en estado estacionario para los distintos tipos de contratos. Luego de desarrollar este trabajo se está en condiciones de poder afirmar que no necesariamente ocurre que propietarios y arrendatarios tengan incentivos contrapuestos. En el trabajo se encuentra que la alineación de incentivos depende de un conjunto de factores diferentes avalando lo encontrado en la literatura al respecto donde no se encuentran comportamientos distintos entre productores que explotan campos propios con el comportamiento de los que lo hacen en campo arrendado.

Palabras claves: Economía, conservación, optimización dinámica

INTRODUCCIÓN

Este trabajo analiza de manera formal si existen diferentes incentivos a proteger la productividad de la tierra de acuerdo a quien es el que produce en esta, si es el propietario o un arrendador; si es este último, cual es la influencia en los incentivos que tiene los diferentes tipos de contratos, los cuales pueden ser resumidos en dos, contrato por un monto fijo o por un porcentaje de la producción.

Este tema resulta relevante para la discusión sobre de la intervención pública en los contratos agropecuarios y en la regulación de la rotación de los cultivos bajo distintos argumentos referidos a la conservación del recurso suelo. Existen quienes enfatizan que el propietario de la tierra tiene incentivos a cuidar el recurso ya sea que lo explote el o ceda este a un tercero para la actividad productiva, mientras que el productor que trabaja sobre tierras de terceros los tiene enfocados a sobreexplotar el recurso. De aquí se desprende la pregunta que resulta interesante de contestar, ¿realmente propietarios y arrendatarios tienen incentivos contrapuestos?

En la literatura el tema sobre los incentivos existentes a conservar el recurso suelo ha sido abordado desde distintos puntos. Trabajos empíricos para Estados Unidos como Lee (1980) y Lee & Stewart (1983), y para Argentina como Gallacher (2004) y Brescia & Lema (2004,2006) hallaron que no existe evidencia de comportamientos distintos entre aquel que explota su propio suelo y aquel que lo hace en suelo arrendado. Por su parte Arora et al (2015) concluyen que el término de arrendamiento proporciona una dimensión temporal de la relación del inquilino con el terreno que no refleja la relación real existente, implicando que no solo los inquilinos no están siendo racionales en su enfoque de la tierra, sino que los propietarios de esta también deberían considerar las implicaciones de la falta de coincidencia entre el término de arrendamiento y el plazo para las consecuencias de las acciones del inquilino, dado que esto afecta su capacidad de continuar alquilando la tierra como una fuente de ingresos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Un Modelo de Juego entre Propietario y Arrendatario

Arora et al (2015) plantean un juego secuencial de 2 jugadores, en donde cada jugador juega un solo turno y el arrendatario en el período inicial “desconoce” que él mismo será el inquilino en el segundo periodo. Se considera este

supuesto de información incompleta no adecuado para explicar el comportamiento en el mercado de tierras. Si el arrendatario es racional y aún con información incompleta, debería conocer o tener una estimación de la distribución de probabilidades de que le renueven el alquiler (el % de probabilidades de mantenerse explotando la propiedad) y la forma en que jugaría sería diferente.

El modelo que se sugiere, es un juego secuencial repetido infinitamente dado que existe incertidumbre sobre cuando el juego finalizara. El juego consiste, en que durante varias etapas los jugadores (arrendador y arrendatario, los mismos en cada etapa) completan un determinado juego, siempre el mismo, llamado juego de etapa, haciéndose públicos los resultados y recibiendo cada jugador sus pagos tras cada etapa.

Por simplicidad se supone que los beneficios obtenidos son los mismos en cada momento del tiempo. Es un juego con información incompleta ya que desconocemos la función de pagos del arrendador por lo que desconocemos en que momento va a optar por no arrendar, pero lo que si se conoce es que existe una distribución de probabilidad donde hay un 85% de probabilidad que se renueve el arrendamiento y un 15% que no le renueven siendo esta la acción que da por finalizado el juego.

El arrendatario por su parte puede realizar dos acciones, sobrexplotar el recurso que le da un beneficio π_s o realizar una explotación acorde a las buenas prácticas esperadas por el propietario de la tierra π_c. Además por una cuestión de modelización suponemos que una vez que comienza a sobreexplotar el recurso no puede detenerse hasta acabarlo, por lo que una vez que decide sobreexplotar no puede cambiar a una práctica conservacionista.

Este juego cuando lo proyectamos al infinito nos da que solo dos estrategias son posibles, comportarse sobreexplotando siempre hasta agotar el recurso o comportarse siempre realizando buenas practicas lo que llamaremos "conservacionista" (esto dado que supusimos que solo existen dos pagos y son constantes en el tiempo) ya que comenzar a sobreexplotar luego de comportarse conservacionista va a ser un perfil estratégico dominado por cualquiera de los otros dos perfiles estratégicos cuando cada uno sea el dominante. El caso de comenzar a comportarse conservacionista luego de sobreexplotar no es posible dado que suponemos que una vez que comienza a sobre explotar el recurso no puede detenerse hasta agotarlo.

El valor actual de sobreexplotar la tierra es $\pi_s * \frac{\lambda*(1+r)^n-\lambda^{n+1}}{(1+r-\lambda)*(1+r)^n}$. Donde, la probabilidad de que renueven el contrato de arrendamiento es λ, la tasa de interés real es r, la cantidad de periodos que se mantiene productiva la tierra antes de volverse improductiva permitiendo un nivel de sobreexplotación que genere todos los periodos π_s es n. El valor actual de realizar una explotación conservacionista es $\pi_c * \frac{\lambda}{(1+r-\lambda)}$. Por lo que para que la estrategia dominante sea sobreexplotar, la condición que se tiene que dar es $\frac{\pi_s}{\pi_c} \geq \frac{1}{1-(\frac{\lambda}{(1+r)})^n}$

De esta ecuación se puede observar que mientras más alta es la tasa de interés y mientras mayor es el periodo que puedo sobreexplotar el recurso hasta agotarlo, menor es la diferencia entre beneficios de sobreexplotar y de conservación que requiero para incentivar a la primera de estos comportamientos. Como es de esperar, a medida que aumenta la probabilidad de que se renueve el contrato, aumenta la brecha necesaria entre los beneficios para que sea conveniente sobreexplotar. Considerando este juego veamos qué ocurre si los contratos son por un plazo más largo, y lo que nos encontramos es que el juego sigue siendo el mismo, un juego secuencial repetido infinitamente.

Los beneficios del juego tanto para sobreexplotar como para conservar se vuelven la sumatoria de los beneficios anuales menos el aumento de costos que implicaría un contrato a más largo plazo[2]por la duración del contrato[3], donde los beneficios de todo el periodo van a corresponder a una de estas dos acciones sobreexplotar o conservar dado que un cambio seria irracional, ya que como este problema se resuelve por inducción hacia atrás, lo que el prevea que va a realizar en el último periodo del contrato antes de jugar si se renueva o no, es lo que va a hacer en los periodos anteriores.

[2]considera aumento o reducción en el alquiler fijado, costos de transacción, etc. pudiendo esta variable tomar valor negativo o positivo según corresponda

[3]suponemos que la duración del contrato va a ser un numero divisor de la cantidad de años que dura el recurso, esto a fin de simplificar el tratamiento en el modelo

Por lo que entonces los pagos del juego los podemos definir como: Los beneficios de sobreexplotar durante todo el contrato ${\pi_s}^{Clp} = (\pi_s - \mathrm{C}) * \frac{(1+r)^i - 1}{r*(1+r)^i}$. Los beneficios de ser conservacionista durante todo el contrato ${\pi_c}^{Clp} = (\pi_c - \mathrm{C}) * \frac{(1+r)^i - 1}{r*(1+r)^i}$. Donde i es la duración del contrato y C es el aumento (si C mayor a cero) o la disminución (si C menor a cero) de los costos de alquiler anual debido al contrato de largo plazo.

Por lo que el juego secuencial repetido infinitamente se lo puede reescribir para contemplar los contratos de mayor duración de la siguiente forma: El valor actual de sobreexplotar la tierra es ${\pi_s}^{Clp} * \frac{\delta*(1+k)^j - \delta^{j+1}}{(1+k-\delta)*(1+k)^j}$. Donde la probabilidad de que renueven el contrato de arrendamiento es δ, la cantidad de contratos de i años en arrendamiento que se mantiene productiva la tierra antes de volverse improductiva generando por cada contrato ${\pi_s}^{Clp}$ es $j = \frac{n}{i}$, la tasa de descuento utilizada para la evaluación de los contratos $k = (1+r)^i - 1$. El valor actual de realizar una explotación conservacionista es ${\pi_c}^{Clp} * \frac{\delta}{(1+k-\delta)}$.

Por lo que para que la estrategia dominante sea sobreexplotar, la condición que se tiene que dar es $\frac{{\pi_s}^{Clp}}{{\pi_c}^{Clp}} \geq \frac{1}{1-(\frac{\delta}{(1+k)})^j}$. Por lo que puedo calcular cual tiene que ser el diferencial entre las probabilidades de renovación para que convenga un contrato de largo plazo por sobre uno de corto: $\delta \geq \left(\frac{1}{\frac{C}{(1+r)^n} + \frac{1-C}{\lambda^n}}\right)^{\frac{1}{j}}$.De esta ecuación, se puede concluir a simple vista que mientras mayor sea la duración de los contratos, menor será la probabilidad de renovación requerida para que el contrato por ese tiempo sea mejor al contrato por un año con fines conservacionistas del recurso. Puede observarse como un aumento en los costos asociados a un contrato de largo plazo (en este caso 5 años) mientras mayores sean, implican que debe existir una mayor probabilidad de renovación con respecto a si no existieran dichos costos.

Modelo de trayectoria optima

Ahora analizaremos que ocurre para el caso particular de los incentivos a utilizar fertilizantes. Para esto supondremos: 1 solo cultivo, 2 insumos $\{f_t, q_t\}$, 1 stock de nutrientes en el suelo ${f^T}_t$, una función de producción: $\phi_0 + \phi_f * \ln({f^T}_t + f_t) + \phi_q * \ln(q_t)$, una función de costos: $c_q * q_t + c_f * f_t + A_t$ (A_t es el alquiler pagado al propietario de la tierra), la función de transición del stock de nutrientes en la tierra: ${\dot{f^T}}_t = f_t - \gamma * [\phi_0 + \phi_f * \ln({f^T}_t + f_t) + \phi_q * \ln(q_t)]$ (γ Representa el balance neto de nutrientes que se obtiene del cultivo).

El problema del productor es:

$$\max_{ft,qt} \int_0^{\infty} e^{-\rho_i * t} (\phi_0 + \phi_f * \ln({f^T}_t + f_t) + \phi_q * \ln(q_t) - c_q * q_t - c_f * f_t - A_t)$$

Sujeto a: ${\dot{f^T}}_t = f_t - \gamma * [\phi_0 + \phi_f * \ln({f^T}_t + f_t) + \phi_q * \ln(q_t)]$

$$\rho_i = \ln(1+r) - \ln\psi$$

$$0 < \rho_i < 1$$

Donde ψ es la probabilidad de renovación del contrato de arrendamiento y r es la tasa de interés real anual. ρ_i es la tasa de descuento para el tipo de tenencia i, ya que en este trabajo vamos a comparar 3 posibilidades: es un inquilino el cual explota la tierra mediante un alquiler por un monto fijo; es un inquilino el cual explota la tierra mediante un contrato por monto variable (consiste en un porcentaje del cultivo cosechado); y el propietario de la tierra es quien lleve adelante la producción.

Primero lo planteo para el inquilino que alquila por un monto fijo:

$$H = \phi_0 + \phi_f * \ln({f^T}_t + f_t) + \phi_q * \ln(q_t) - c_q * q_t - c_f * f_t - A_t + \lambda_t * [f_t - \gamma * [\phi_0 + \phi_f * \ln({f^T}_t + f_t) + \phi_q * \ln(q_t)]]$$

λ_t es el precio sombra de la unidad del stock de nutrientes que hay en la tierra

Las Condiciones necesarias de primer orden (CPO) son:

$$\frac{dH}{dq_t} = {\phi_q}/{q_t} - c_q - \lambda_t * \gamma * {\phi_q}/{q_t} = 0$$

$$\frac{dH}{df_t} = {\phi_f}/{\left(f^T{}_t + f_t\right)} - c_f + \lambda_t * \left[1 - \gamma * {\phi_f}/{\left(f^T{}_t + f_t\right)}\right] = 0$$
$$\frac{dH}{d\lambda} = f_t - \gamma * \left[\phi_0 + \phi_f * \ln\left(f^T{}_t + f_t\right) + \phi_q * \ln(q_t)\right] = \dot{f^T}{}_t$$
$$\frac{dH}{df^T{}_{t_t}} = {\phi_f}/{\left(f^T{}_t + f_t\right)} - \lambda_t * \gamma * {\phi_f}/{\left(f^T{}_t + f_t\right)} = \lambda_t * \rho_i - \dot{\lambda_t}$$

Como puede observarse, para un contrato de alquiler por un monto fijo, no está presente la variable A_t en las CPO por lo que la resolución del problema para el inquilino con alquiler por monto fijo y para el caso donde el propietario es quien desempeña la actividad productiva son prácticamente iguales en lo único que difieren es en el valor que toma ρ_i dado que en el caso del propietario-productor $\psi = 1$ y en el caso del arrendatario $\psi < 1$.
De las CPO obtengo el siguiente sistema de ecuaciones diferenciales:
$$\dot{\lambda_t} = \lambda_t * (1 + \rho_I) - c_f$$
$$\dot{f^T}{}_t = \frac{\phi_f * (1 - \lambda_t * \gamma)}{(c_f - \lambda_t)} - f^T{}_t - \gamma * \left[\phi_0 + \phi_f * \ln\left(\frac{\phi_f * (1 - \lambda_t * \gamma)}{(c_f - \lambda_t)}\right) + \phi_q * \ln\left(\frac{\phi_q * (1 - \lambda_t * \gamma)}{c_q}\right)\right]$$
Calculo los Estados estacionarios:
$$\lambda_t{}^{EE} = {c_f}/{(1 + \rho_I)}$$
$$f^T{}_t{}^{EE} = \frac{\phi_f * \left(1 - {c_f}/{(1+\rho_I)} * \gamma\right)}{\left(c_f - {c_f}/{(1+\rho_I)}\right)} - \gamma * \left[\phi_0 + \phi_f * \ln\left(\frac{\phi_f * \left(1 - {c_f}/{(1+\rho_I)} * \gamma\right)}{\left(c_f - {c_f}/{(1+\rho_I)}\right)}\right) + \phi_q * \ln\left(\frac{\phi_q * \left(1 - {c_f}/{(1+\rho_I)} * \gamma\right)}{c_q}\right)\right]$$
Ahora planteo el problema para el caso donde el alquiler es un porcentaje de lo obtenido por el cultivo, donde α es la proporción del rinde que se lleva el propietario de la tierra por ceder su uso:
$$H = (1 - \alpha) * \phi_0 + (1 - \alpha) * \phi_f * \ln\left(f^T{}_t + f_t\right) + (1 - \alpha) * \phi_q * \ln(q_t) - c_q * q_t - c_f * f_t - A_t + \lambda_t * [f_t - \gamma * [\phi_0 + \phi_f * \ln\left(f^T{}_t + f_t\right) + \phi_q * \ln(q_t)]]$$
Las Condiciones necesarias de primer orden (CPO) son:
$$\frac{dH}{dq_t} = (1 - \alpha) * {\phi_q}/{q_t} - c_q - \lambda_t * \gamma * {\phi_q}/{q_t} = 0$$

$$\frac{dH}{df_t} = (1 - \alpha) * {\phi_f}/{\left(f^T{}_t + f_t\right)} - c_f + \lambda_t * \left[1 - \gamma * {\phi_f}/{\left(f^T{}_t + f_t\right)}\right] = 0$$
$$\frac{dH}{d\lambda} = f_t - \gamma * \left[\phi_0 + \phi_f * \ln\left(f^T{}_t + f_t\right) + \phi_q * \ln(q_t)\right] = \dot{f^T}{}_t$$
$$\frac{dH}{df^T{}_{t_t}} = (1 - \alpha) * {\phi_f}/{\left(f^T{}_t + f_t\right)} - \lambda_t * \gamma * {\phi_f}/{\left(f^T{}_t + f_t\right)} = \lambda_t * \rho_i - \dot{\lambda_t}$$

De las CPO obtengo el siguiente sistema de ecuaciones diferenciales:
$$\dot{\lambda_t} = \lambda_t * (1 + \rho_I) - c_f$$
$$\dot{f^T}{}_t = \frac{\phi_f * (1 - \alpha - \lambda_t * \gamma)}{(c_f - \lambda_t)} - f^T{}_t - \gamma * \left[\phi_0 + \phi_f * \ln\left(\frac{\phi_f * (1 - \alpha - \lambda_t * \gamma)}{(c_f - \lambda_t)}\right) + \phi_q * \ln\left(\frac{\phi_q * (1 - \alpha - \lambda_t * \gamma)}{c_q}\right)\right]$$
Calculo los Estados estacionarios:
$$\lambda_t{}^{EE} = {c_f}/{(1 + \rho_I)}$$
$$f^T{}_t{}^{EE} = \frac{\phi_f * \left(1 - \alpha - {c_f}/{(1+\rho_I)} * \gamma\right)}{\left(c_f - {c_f}/{(1+\rho_I)}\right)} - \gamma * \left[\phi_0 + \phi_f * \ln\left(\frac{\phi_f * \left(1 - \alpha - {c_f}/{(1+\rho_I)} * \gamma\right)}{\left(c_f - {c_f}/{(1+\rho_I)}\right)}\right) + \phi_q * \ln\left(\frac{\phi_q * \left(1 - \alpha - {c_f}/{(1+\rho_I)} * \gamma\right)}{c_q}\right)\right]$$
Puede notarse que el Estado Estacionario $f^T{}_t{}^{EE}$ es diferente entre ambos modelos para iguales tasas de probabilidad de renovación[4], y la diferencia es enteramente atribución de usar un contrato de alquiler porcentual, ya que este te reduce los ingresos marginales que se obtienen por aumentar los insumos. El estado estacionario con un contrato por un porcentaje de la cosecha entonces, va a ser menor cuando se cumpla la siguiente condición:

[4] Se supone la probabilidad de renovación exógena por simplicidad para hacer más simple la comparación; en el caso de contratos a porcentaje, se podría pensar esta como endógena al rendimiento del cultivo

$$0 > \frac{\phi_q}{\phi_f} + \frac{\alpha - 1}{\left(\frac{c_f * \rho_I * \gamma}{\rho_I + 1}\right)} + \frac{(\rho_I + 1)}{\rho_I}$$

Ahora pasamos a querer clasificar el sistema de ecuaciones diferenciales de primer orden en el entorno del Estado Estacionario, dado que los modelos son prácticamente iguales, tomamos el caso del contrato porcentual ya que si queremos ver el sistema para contratos por monto fijo o para el propietario-productor basta con volver $\alpha = 0$.
Para poder clasificarlo, primero se va a tener que linealizar el sistema en torno al Estado Estacionario quedando el sistema de la siguiente forma:

$$\begin{pmatrix} \dot{\lambda}_t \\ \dot{f^T}_t \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} (1+\rho_I) & 0 \\ \dfrac{-\phi_f * (1 - \alpha - \gamma * {c_f}/{(1+\rho_I)})}{(c_f * {\rho_I}/{(1+\rho_I)})^2} + \gamma^2 * \dfrac{(\phi_f - \phi_q)}{(1 - \alpha - {c_f}/{(1+\rho_I)} * \gamma)} & -1 \end{pmatrix} * \begin{pmatrix} \lambda_t \\ f^T{}_t \end{pmatrix}$$

La Traza es $\rho_I > 0$; El determinante es $-1 - \rho_I < 0$; El discriminante es ${\rho_I}^2 + 4 * (1 + \rho_I) > 0$. Dado que el determinante es menor a cero, puedo concluir que el sistema se trata de un punto de ensilladura. Donde ocurre algo relevante, es en $\dot{f^T}_t = 0$ cuando $\lambda_t \to c_f$ se observa que $f^T{}_t \to \infty$. En lo que respecta a la variación del estado Estacionario con respecto a la tasa de descuento (dato importante ya que contiene la probabilidad de renovación de los contratos implícitos en ella), podemos decir que a mayor tasa de descuento, menor será el precio sombra en el Estado Estacionario y menor será el stock de nutrientes de Estado estacionario.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados del juego muestran que para tasas de interés reales de un 1% o 5%, si el recurso permite una sobreexplotación de 5 años, opción de renovación de 85%, se requiere que los beneficios de sobreexplotar sean un 73% y un 53% superiores a los beneficios de conservación respectivo a cada tasa de descuento. Por otra parte, si el recurso se puede sobreexplotar durante 10 años se requiere que cada año tenga beneficios superiores en un 21% y un 13% con respecto a los de conservación para que sea conveniente no preservar el recurso desde el punto de vista del arrendatario.

Además, el modelo permite analizar que probabilidad de renovación debe existir para que un contrato de largo plazo sea mejor o igual, en términos de conservación del recurso suelo, que un contrato de corto plazo. Comparando, por ejemplo, lo que ocurre para un contrato de 5 años, donde el recurso puede ser sobreexplotado durante 10 años, con un contrato de 1 año con opción de renovación de 85%, para tasas de interés real del 1% y 5%, notamos que el factor importante a la hora de definir la probabilidad de renovación es la variación de costos producto del contrato de largo plazo. Si el costo cae en un 20%, la probabilidad de renovación del contrato de largo plazo debe ser de aproximadamente un 41% para ambas tasas de interés, mientras que si los costos por ejemplo suben en un 50%, se observa que la probabilidad de renovación requerida pasaría a ser de un 57% para una tasa de descuento de un 1% y un 59% para una tasa de descuento de un 5%.

Esto sugiere que no necesariamente un contrato de largo plazo es superior a un contrato de corto plazo, dado que depende de los costos asociados al aumento en la duración de los contratos y a la probabilidad de renovación de estos contratos de largo plazo. Un resultado básico de este tipo de modelos es que si el contrato tuviera probabilidad cero de renovación, llevaría a que el inquilino sobreexplote la propiedad. La maximización de beneficios induce a sobreexplotar la tierra para llegar al momento final con la tierra improductiva al momento de abandonarla.

En cuanto a las implicancias empíricas, los resultados teóricos presentados en este trabajo cuestionan que el recurso suelo pueda sobreexplotarse sistemáticamente por la forma de tenencia de la tierra. En un reciente trabajo realizado en la pradera pampeana de Argentina Alvares et al. (2015) encuentran un deterioro generalizado de los suelos debido a la agricultura permanente realizada a lo largo del Siglo XX, pero también que en su mayoría los cambios de las propiedades de los suelos no alcanzan valores críticos o preocupantes. En este trabajo comparan los contenidos de carbono de los suelos entre 1960 y 1980 con la actualidad, y no detectan cambios importantes a nivel regional, que sugiere que el total de materia orgánica de los suelos pampeanos no ha variado significativamente en las últimas décadas.

Si encuentran evidencia de que los balances de nitrógeno y fósforo, que resultan de la diferencia entre entradas y salidas de nutrientes, son negativos en la actualidad tal como lo han sido históricamente en la región. Sin embargo, esto no se relaciona explícitamente con la forma de tenencia de la tierra ni a la duración de los contratos de arrendamiento. Si

se analizan utilizando el modelo de optimización dinámica planteado anteriormente los balances de nitrógeno y fósforo que son negativos en la actualidad, pueden pensarse como que aún no se llegó a los valores de estado estacionario.

CONCLUSIONES

El modelo planteado sugiere que los resultados en términos de conservación del recurso para distintos contratos entre propietarios y arrendatarios dependerán de:

i. La tasa de interés: más incentivos a sobreexplotar el recurso a mayores tasas de interés

ii. Periodos que se puede sobreexplotar el recurso hasta agotarlo: cuanto mayor sea el número de periodos que puede sobreexplotarse el recurso, más incentivos existen a realizar este comportamiento de no preservación del recurso.

iii. Probabilidad de renovación del contrato: mientras más baja sea la probabilidad de renovación de los contratos mayores serán los incentivos a sobreexplotar el recurso.

iv. Diferencia entre los beneficios de sobreexplotar con respecto a los de realizar prácticas conservacionistas.

En cuanto a los incentivos a proteger el stock de nutrientes del suelo, el modelo dinámico planteado muestra que puede existir diferencias entre los tipos de tenencias. Las condiciones de Estado Estacionario para los distintos tipos de contratos pueden diferir debido al comportamiento de 2 variables:

- La tasa de descuento: depende de la tasa de interés que percibe el agente (propietarios y arrendatarios) y de la probabilidad de renovación del contrato en el caso de los arrendatarios
- Del porcentaje de la cosecha que percibe el propietario de la tierra en el caso de alquiler a porcentaje (parámetro que es cero si es un contrato por monto fijo o si la tierra la explota el propietario de la tierra).

Por lo que respecta a la pregunta que resulta interesante contestar, ¿realmente propietarios y arrendatarios tienen incentivos contrapuestos? Por lo que luego de desarrollar este trabajo se puede afirmar que no necesariamente esto ocurre. En el trabajo se encuentra que la alineación de incentivos depende de un conjunto de factores como puede apreciarse en los modelos planteados, y que como puede observarse en la mayoría de los trabajos citados no existe evidencia empírica de que tengan incentivos contrapuestos sino más bien generalmente se encuentra que utilizan prácticas similares entre quienes explotan su propio suelo y quienes operan suelo de otro terrateniente, lo que apoyaría la hipótesis de que los incentivos son similares.

BIBLIOGRAFÍA

- Brescia, Víctor & Lema, Daniel. 2004. "Tenencia de la Tierra, Contratos y Uso de Recursos en la Producción Agrícola Pampeana: Teoría y Evidencia Empírica". Trabajo de Investigación presentado en la XXXV Reunión Anual de la AAEA, Mar del Plata, Noviembre 2004.
- Brescia, Víctor & Lema, Daniel. 2006 "Separación entre propiedad y control de la tierra: evidencia a partir del análisis de microdatos censales". Trabajo de Investigación presentado en la XXXVII Reunión Anual de la AAEA, villa Giardino, cordoba, Septiembre 2006
- Marcos Gallacher. 2004. "Estructura de Empresa y Adopción de Tecnología: Conservación de Suelos". Documento de trabajo Universidad del CEMA
- Arora, Poonam; Bert, Federico; Podesta, Guillermo; Krantz, David H.. 2015. "Ownership effect in the wild: Influence of land ownership on agribusiness goals and decisions in the Argentine Pampas". Journal of Behavioral and Experimental Economics 58 (162–170)
- Álvarez, Roberto; Berhongaray, Gonzalo; De Paepe, Josefina; Mendoza, María Rosa; Steinbach, Haydée; Caride, Constanza; Cantet, Rodolfo; Álvarez, Carina. 2015. "Sojización y productividad de los suelos pampeanos", revista Ciencia Hoy Volumen 24 número 142 (35-41)
- Linda K. Lee. 1980. "The Impact of Landownership Factors on Soil Conservation". American Journal of Agricultural Economics Vol. 62, No. 5 (Dec., 1980), pp. 1070-1076
- Linda K. Lee & William H. Stewart. 1983. "Landownership and the Adoption of Minimum Tillage"*,American Journal of Agricultural Economics* Vol. 65, No. 2 (May, 1983), pp. 256-264

C4P13. MODELIZACIÓN DE LA TASA DE CICLADO DEL CARBONO ORGÁNICO EN EL PERFIL DEL SUELO

Berhongaray, Gonzalo [1,2] y Alvarez, Roberto [1,3].

[1] CONICET, [2] Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Litoral, Kreder 8503, Esperanza, Argentina, [3]Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Av San Martin 4453, Buenos Aires, Argentina. bgonzalo@agro.uba.ar.

RESUMEN

Se generaron modelos empíricos explicativos-predictivos de la tasa de ciclado del carbono orgánico de suelos pampeanos bajo arboledas y praderas para diferentes estratos de profundidad. Los modelos incluyeron variables climáticas y la profundidad del suelo como variables explicativas, siendo en general más sensibles a las variables ambientales que a la profundidad. Un modelo basado en redes neuronales artificiales fue el de mejor comportamiento con moderado ajuste y buena capacidad de generalización. En este modelo la velocidad de ciclado del carbono está regulada por la profundidad del suelo, la temperatura y la precipitación anual media, y puede ser utilizado para estimar la tasa de ciclado del carbono a nivel de sito y por tipo de uso de suelo en la Región Pampeana.

Palabras claves: regresión lineal múltiple, regresión no lineal, redes neuronales artificiales

INTRODUCCIÓN

La capacidad de secuestro de carbono de los suelos depende de las entradas de carbono y del tiempo de permanencia de ese carbono en el suelo (tasa de ciclado). Las entradas de carbono dependen del tipo de vegetación y de la asignación que realizan a la parte aérea y las raíces, determinando finalmente la distribución vertical del carbono en el perfil del suelo (Jobbágy & Jackson 2000; Yang *et al*. 2007). Por otro lado, los factores que afectan la velocidad de ciclado incluyen factores climáticos, como temperatura y humedad, factores químicos como el pH del suelo y factores de protección física como el contenido de arcilla (Schimel *et al.* 1994). Estas relaciones han sido bien estudiadas en los horizontes superficiales del suelo e incluidas en distintos modelos de simulación como Century y Roth-C. Sin embargo, el efecto de estas variables sobre la tasa de ciclado a distintas profundidades de suelo ha sido poco estudiado. Nuestro objetivo es comprender los factores biofísicos que afectan la tasa de ciclado del carbono en el perfil de suelos de praderas y arboledas de la Región Pampeana.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo de suelo

Se muestrearon 82 establecimientos agropecuarios distribuidos en la Región Pampeana y en cada uno se tomaron muestras de suelos escasamente disturbados bajo vegetación herbácea (praderas) y plantaciones de árboles adyacentes de mas de 30 años (arboledas). Las muestras fueron sacadas cada 25 cm hasta los 100 cm, o hasta tosca. En cada muestra se determinó carbono orgánico mediante digestión húmeda, textura según el método Bouyoucos y pH del suelo y conductividad eléctrica (CE) en suspensión acuosa. La precipitación media anual (PPT) y la temperatura (TEM) de los sitios muestreados se estimó utilizando el modelo LocClim (FAO, 2006). Una descripción detallada de los sitios, del muestreo y los métodos analíticos utilizados pueden encontrarse en Berhongaray *et al.* (2013).

Cálculo de entradas de carbono y tasa de ciclado

Las entradas de carbono a cada estrato de suelo se estimaron a partir de la productividad primaria neta (PPN) utilizando el modelo global NCEAS (Del Grosso *et al*., 2008). El modelo NCEAS permite la estimación de la PPN anual total y de la PPN aérea (PPNA) utilizando ecuaciones separadas para ecosistemas arbóreos y no arbóreos. Una vez estimada la PPN y la PPNA, se estimó la PPN subterránea (PPNS) a partir de la diferencia entre PPN y PPNA. Luego, la PPNS se distribuyó a las diferentes capas de suelo (0-25, 25-50, 50-75, 75-100 cm) utilizando ecuaciones específicas para la distribución vertical de raíces en praderas y arboledas (Gill *et al*., 2002; Gill & Jackson, 2000; Schenk & Jackson, 2002). Finalmente, obtuvimos cinco flujos de carbono de distintas fuentes: PPNA y PPNS para las capas de suelo de 0-25, 25-50, 50-75 y 75-100 cm. La PPNA se consideró como una entrada de carbono para la capa de suelo 0-25 y cada capa de suelo recibió como entrada las raíces correspondientes.

En sistemas en equilibrio, como en los sistemas analizados, las entradas y las salidas de carbono del suelo están equilibradas, y su tiempo de ciclado (t, en años) se puede calcular a partir del carbono orgánico y la entrada o la salida de carbono (kg C m^{-2} $año^{-1}$):

$$t = \frac{C\ orgánico\ (kg\ C\ m^{-2})}{entradas\ de\ C\ (PPN;\ kg\ C\ m^{-2}\ año^{-1})}$$

La inversa del tiempo de ciclado es conocida como la tasa de descomposición o tasa de ciclado (*k*), es decir, la fracción de carbono orgánico del suelo que es reciclada cada año (Todd-Brown *et al.*, 2014):

$$k = \frac{1}{t}$$

Modelización

Se generaron modelos empíricos utilizando modelos de regresión lineal múltiple (RL), modelos no lineales (RNL) y redes neuronales artificiales (RNA) para estimar la tasa de ciclado del carbono orgánico del suelo por estrato de profundidad utilizando procedimientos descriptos anteriormente (Berhongaray *et al*., 2013). En los modelos se probaron el tipo de vegetación como variable categórica (dummy) y profundidad, TEM, PPT, pH, CE, arcilla, arena y sus interacciones como variables continuas. Los modelos RL se construyeron por el método de selección stepwise utilizando un p=0.10 como máximo para que ingrese y retenga cada variable. Para los modelos RNL se probaron ecuaciones potenciales, sigmoideas, exponenciales, de equilibrio y de decaimiento para caracterizar la distribución de la tasa de ciclado en el perfil del suelo y sus interacciones con variables climáticas y edáficas para los distintos tipos de vegetación. Los modelos se obtuvieron por iteración utilizando como método de optimización mínimos cuadrados y minimizando los residuos, el número de iteraciones por modelo fue de 200. Finalmente, se seleccionaron modelos de mayor R^2 y menor número de parámetros posible, prefiriendo los modelos que los parámetros tuvieran significancia biológica. En los modelos lineales y no lineales los datos se particionaron en 66% para training y 33% para test, mientras que las redes neuronales se particionó el set de datos en 50% para training, 25% para verificación y 25% para test. Los modelos ajustados se testearon usando el set de test por las metodologías descriptas en Berhongaray *et al.* (2013). Se realizaron análisis de sensibilidad del *k* estimado por cada modelo realizando cambios proporcionales en cada una de las variables de entrada y manteniendo el resto de las variables fijas. Los valores fijos utilizados fueron: 12,5 cm de profundidad, 1000 mm de PPT, 16 ºC de TEM y 50% de arena. Se correlacionaron las variables mediante el método lineal de Pearson. Las comparaciones estadísticas se realizaron con ANOVA (p=0.05) entre tipos de vegetación particionando por capa de suelo. Los coeficientes de determinación (R^2) del training y test sets se compararon considerando el número de datos de cada set y utilizando la transformación *Z* de Fisher, las ordenadas y pendientes de datos observados vs. estimados se compararon contra 0 y 1 respectivamente por la prueba t.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La PPN, el carbono del suelo y la tasa de ciclado fueron mayores en las arboledas respecto a las praderas en todas las profundidades del suelo (Tabla 1). Estos resultados indican que los suelos de arboledas son más dinámicos que los suelos de praderas en términos del ciclo del carbono. La tasa de ciclado estuvo fuertemente correlacionada con la profundidad del suelo, explicando el 66% de su variación (Figura 1). La TEM fue la única variable climática que correlacionó con *k*, mientras que todas las variables de suelo consideradas tuvieron algún grado de correlación significativa.

Tabla 1: Productividad primaria neta (NPP), carbono orgánico del suelo (C suelo) y tasa de ciclado (k) para diferentes capas de suelos en praderas y arboledas. Diferentes letras indican diferencias estadísticas (ANOVA, p <0.05) de *k* entre tipos vegetación. Prof: profundidad media de la capa, ±: desvío estándar.

Prof (cm)	PPN (t C ha^{-1})		C suelo (t C ha^{-1})		*k* ($año^{-1}$)	
	Praderas	Arboledas	Praderas	Arboledas	Praderas	Arboledas
0-25	2,84 ±0,46 a	4,41 ±0,59 b	48,2 ±16,8 a	56,0 ±20,5 b	0,0700 ±0,043 a	0,0920 ±0,041 b
25-50	0,14 ±0,02 a	0,46 ±0,05 b	26,6 ±12,8 a	35,8 ±18,4 b	0,0068 ±0,005 a	0,0175 ±0,124 b
50-75	0,05 ±0,01 a	0,16 ±0,02 b	15,9 ±10,8 a	21,5 ±13,0 b	0,0051 ±0,006 a	0,0125 ±0,013 b
75-100	0,02 ±0,01 a	0,07 ±0,01 b	11,7 ±9,5 a	17,3 ±11,5 b	0,0035 ±0,005 a	0,0067 ±0,006 b

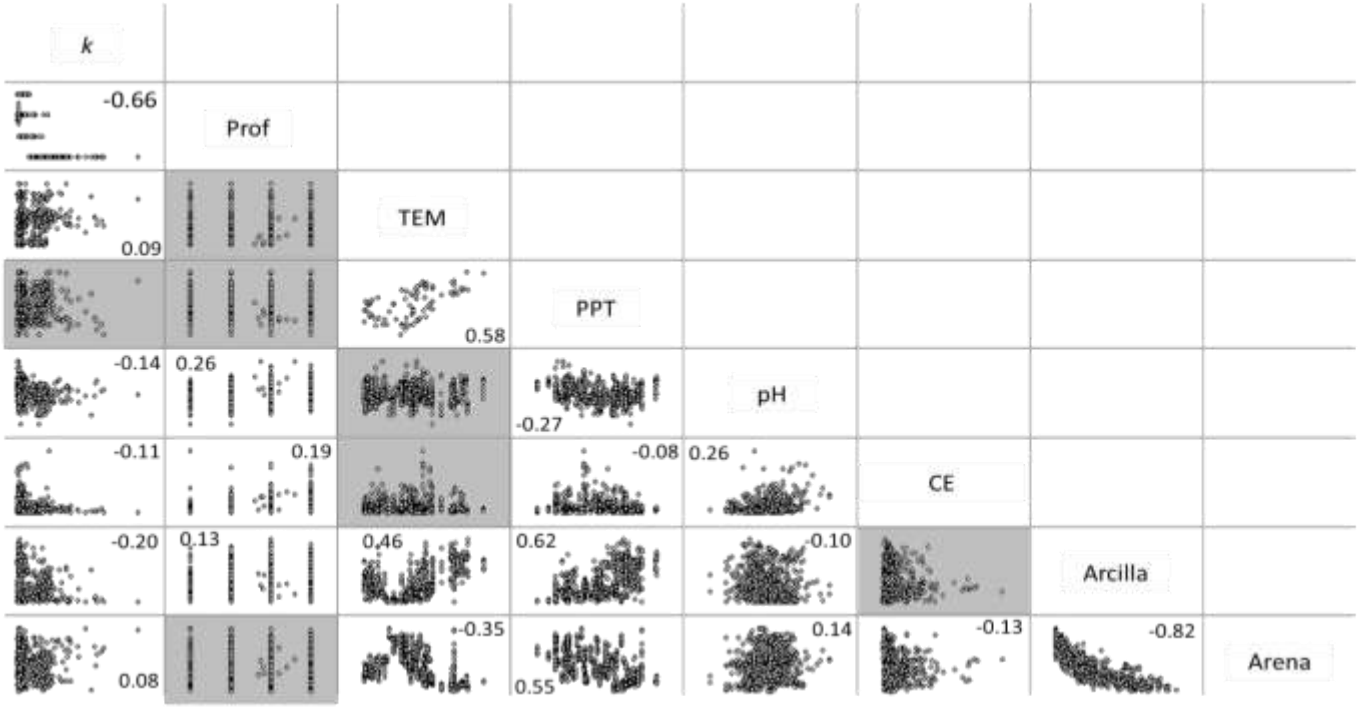


Figura 1: Coeficientes de correlación lineal de Pearson entre tasa de ciclado (k, año^{-1}), profundidad media de la capa (Prof, cm), temperatura media anual (TEM, °C), precipitación anual media (PPT, mm), pH, conductividad eléctrica (CE, dS m^{-1}), contenido de arcilla y arena (%) para los dos tipos de uso (pradera y arboleda). Las correlaciones no significativas están indicadas de color gris ($p>0.05$).

Fue posible generar modelos explicativos-predictivos de la tasa de ciclado del carbono orgánico de los suelos para los tipos de vegetación y diferentes estratos de profundidad (Figura 2). El modelo RL incluyó el tipo de vegetación (categórica, V=1 para pradera y V=0 para arboleda) profundidad (Prof), TEM, PPT y contenido de arena:

$$k = 0.0587 - 0.0124\,V - 0.00374\,Prof + 0.0000276\,Prof^2 - 0.0000148\,Arena^2 - 0.000224\,(Arena * TEM) + 0.000000129(Arena * TEM)^2 - 0.0134\left(\frac{PPT}{TEM}\right) + 0.000104\left(\frac{PPT}{TEM}\right)^2 + 0.00000213\left(\frac{Arena}{PPT}\right)$$

Mediante RNL se generaron dos modelos, unos para praderas y otro para arboledas, que incluyeron la profundidad y TEM como variables:

$$k = (a - b)\,EXP\left(-c * \frac{Prof}{TEM}\right) + b$$

siendo *a* la tasa máxima de ciclado, *b* la tasa mínima de ciclado y *c* la curvatura de la función. Los coeficientes para praderas fueron: a=0.414, b=0.00393, c=2.22, y para arboledas a=0.291, b=0.00847, c=1.49. El modelo creado mediante redes neuronales utilizó como inputs tipo de vegetación (categórica), profundidad media de la capa, TEM, PPT, con tres neuronas en la capa escondida. Si bien la PPT inicialmente no mostró una correlación significativa ingresó como variable de entrada en los modelos de RL y RNA, esto pudo deberse a que la PPT estuvo altamente correlacionada con otras variables de suelo como pH, CE, arcilla y arena (Figura 1) y que la incorporación de PPT termina representando las variables de suelo.

En los modelos obtenidos por RL y RNL el set de test presentó una pendiente distinta a 1 entre los datos observados y estimados ($p> 0.05$), en el caso del RNL el R^2 del training set y test set también difirieron. No hubo diferencias en R^2 entre RL y RNL, tampoco entre RL y RNA, en cambio el R^2 del RNA fue mayor al modelo RNL ($p=0.036$). El modelo generado RNA puede ser usado para estimar la tasa de ciclado del carbono a nivel de sito y por tipo de uso de suelo en la región pues tuvo moderado ajuste y buena capacidad de generalización, no difiriendo los ajustes entre los sets usados para training y test y siendo la ordenada y pendiente de datos observados vs. estimados no diferentes de 0 y 1 respectivamente ($p< 0.05$).

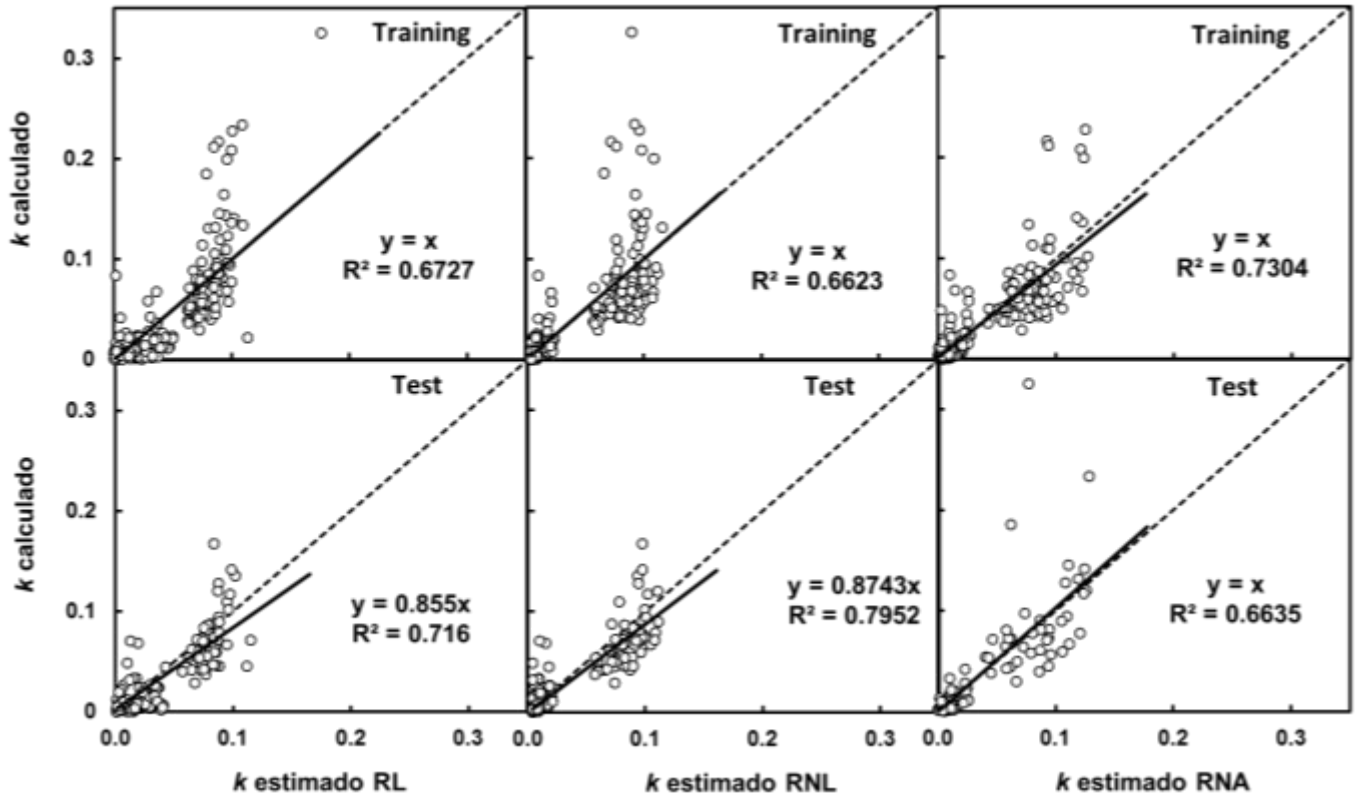


Figura 2: Tasa de ciclado (k) estimada y calculada para el training set y test set de los modelos de regresión lineal (RL, panel izquierdo), regresión no lineal (RNL, panel central) y redes neuronales artificiales (RNA, panel derecho).

El análisis de sensibilidad demostró que el modelo de RNA fue muy sensible a la TEM, seguido por la PPT y la profundidad en orden de sensibilidad. Las tres variables fueron más sensibles en las arboledas que en las praderas. Una consideración importante es que los cambios de 50% en TEM significaron estimaciones por fuera del rango de TEM observadas y utilizadas para calibrar los modelos. Por otro lado, si bien los modelos en general fueron más sensibles a las variables ambientales que a la profundidad, hay que considerar que los cambios porcentuales considerados representan para las variables climáticas cientos de kilómetros de escala espacial, mientras que significan pocos centímetros en el caso de la profundidad del suelo. Por esto, la sensibilidad debe también considerarse en función de la escala considerada y de la posibilidad de error de muestreo de la variable.

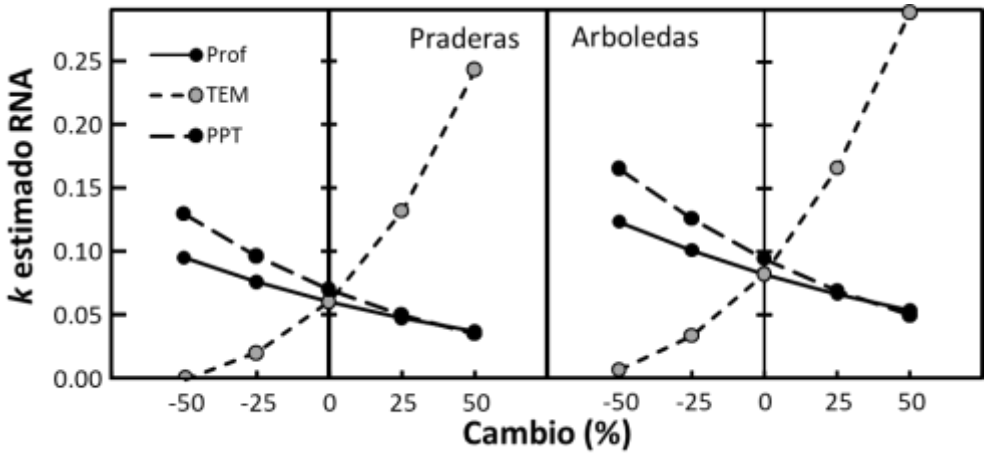


Figura 3: Análisis de sensibilidad del *k* estimado (cambio en el valor *k* respecto de la media) por el modelo de redes neuronales (RNA) para praderas (panel izquierdo) y arboledas (panel derecho). Prof= profundidad media de la capa de suelo, TEM= temperatura media anual, PPT= precipitación anual media.

CONCLUSIONES

Los factores que determinan los cambios en la tasa de ciclado cambian según la escala considerada. A una escala de sitio, la profundidad de la capa de suelo y el tipo de vegetación tienen un efecto importante, mientras que a escala regional lo es el clima.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue subsidiado por la Universidad de Buenos Aires (Proyecto 20020130100484BA) y CONICET (Proyecto 084, programación 2014-2016).

BIBLIOGRAFÍA

- Berhongaray, G; R Alvarez; J De Paepe; C Caride & Cantet R . 2013. Land use effects on soil carbon in the Argentine Pampas. Geoderma 192: 97-110.
- Del Grosso, S; W Parton; T Stohlgren; D Zheng; D Bachelet; S Prince; K Hibbard & R Olson. 2008. Global potential net primary production predicted from vegetation class; precipitation; and temperature. Ecology 89: 2117-2126.
- Gill, R; R Kelly; W Parton; K Day; R Jackson; J Morgan; J Scurlock; L Tieszen; JV Castle & D Ojima. 2002. Using simple environmental variables to estimate below- ground productivity in grasslands. Global Ecol Biogeograph 11: 79-86.
- Gill, RA & RB Jackson . 2000. Global patterns of root turnover for terrestrial ecosystems. New Phytol 147: 13-31.
- Jobbágy, EG & RB Jackson. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. Ecol App 10: 423-436.
- Schenk, HJ & RB Jackson. 2002. Rooting depths; lateral root spreads and below- ground/above- ground allometries of plants in water- limited ecosystems. J Ecology 90: 480-494.
- Schimel, DS; B Braswell; EA Holland; R McKeown; DS Ojima; TH Painter; WJ Parton & AR Townsend. 1994. Climatic; edaphic; and biotic controls over storage and turnover of carbon in soils. Global Biogeochem Cy 8: 279-293.
- Todd-Brown, K; J Randerson; F Hopkins; V Arora; T Hajima; C Jones; E Shevliakova; J Tjiputra; E Volodin & T Wu. 2014. Changes in soil organic carbon storage predicted by Earth system models during the 21st century. Biogeosciences 11: 2341-2356.
- Yang, YH; A Mohammat; JM Feng; R Zhou & JY Fang. 2007. Storage; patterns and environmental controls of soil organic carbon in China. Biogeochem 84: 131-141.

C4P14. EFECTO DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA SOBRE LA DESCOMPOSICIÓN DEL RASTROJO DE SOJA EN SIEMBRA DIRECTA

Boccardo, Sergio D. y Bonvecchi, Virginia E.

Departamento de Tecnología, Universidad Nacional de Luján. Ruta 5 y Avenida Constitución. Luján. Argentina. virginiabonvecchi@gmail.com

RESUMEN

En la Región Pampeana Argentina el 91% de la superficie agrícola se realiza bajo el sistema de siembra directa. La presencia de una buena cobertura y bien distribuida, permite acumular más agua, debido a que, por un lado, favorece la infiltración y por otro, son menores las pérdidas por evaporación directa del suelo. De esta manera se incrementa el agua almacenada, permitiendo un mejor desarrollo de los cultivos, con rendimientos elevados y más estables. Sin embargo, el avance del área sembrada con soja (principal cultivo nacional concentrado en la Región Pampeana Norte) ha determinado bajos niveles de aporte de rastrojo con rápida descomposición, afectando de esta manera la conservación de la materia orgánica y la cobertura del suelo. Para mejorar la sustentabilidad del sistema, se han realizado investigaciones que evalúan los efectos de la incorporación de gramíneas como cultivo de cobertura (CC). Los principales beneficios reportados por los CC son el aporte de biomasa adicional con alta relación C/N y una mejora significativa en el balance de carbono orgánico del suelo y sus fracciones más lábiles. Sin embargo, no existen estudios que evalúen el efecto del CC sobre la descomposición de los rastrojos presentes en el lote y particularmente del cultivo de soja como principal residuo de cosecha. Los objetivos de este estudio fueron: 1-evaluar el efecto de los CC sobre las tasas de descomposición de rastrojos de soja dejados en superficie en sistemas de SD y 2- determinar la influencia de los CC sobre los factores ambientales (temperatura, humedad) y biológicos (biomasa y actividad microbiana) que regulan las tasas de descomposición de estos rastrojos. El estudio de la descomposición del rastrojo se realizó sobre parcelas de 100m2 en dos tratamientos con tres repeticiones: T1: rastrojo proveniente de la rotación trigo/soja de segunda y T2: avena (CC) creciendo sobre un rastrojo proveniente de rotación trigo/soja de segunda. La evaluación se realizó desde la siembra del cultivo de cobertura hasta la madurez fisiológica del cultivo de verano. La tasa de descomposición del rastrojo de soja se determinó utilizando la técnica de litter bags por pérdida de peso libre de cenizas y el nitrógeno residual por el método Kjeldhal. La inclusión de un CC invernal no modificó la tasa de descomposición en superficie de los residuos de cosecha de la soja. La cinética de la descomposición del material vegetal se ajustó a un modelo de decaimiento exponencial de primer orden. La tasa de descomposición del rastrojo fue inicialmente más rápida y a partir de los setenta días tiende a ralentizarse. La persistencia del rastrojo de soja en siembra directa luego de 253 días fue del 47 %.Los factores edafoambientales temperatura y humedad del suelo no tuvieron influencia en la tasa de descomposición.

Palabras claves: cultivos de cobertura, residuos de cosecha, tasa mineralización

C4P15. SENSIBILIDAD DEL NITRÓGENO ANAERÓBICO EN DIFERENTES SECUENCIAS DE CULTIVOS BAJO SIEMBRA DIRECTA

Borisov, Julián A.[1]; Ron, María de las M.[2]; Martínez, Juan M.[3]; Manso, Marina L.[4] y Forján, Horacio J.[4]

[1]Bolsa de Cereales y Productos de Bahía Blanca. Saavedra 636. Bahía Blanca.[2]Dpto. de Agronomía. Universidad Nacional del Sur.[3]Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida (CERZOS), Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS)- CONICET.[4]Chacra Experimental Integrada Barrow, Tres Arroyos. Provincia de Buenos Aires. julian.borisov@hotmail.com

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue evaluar la incubación anaeróbica del nitrógeno (N) en su sensibilidad para detectar cambios y su variabilidad en el estrato superior, al final del tercer ciclo de un ensayo de larga duración bajo SD. El diseño es de 4 bloques completos aleatorizados con parcela dividida. En la parcela principal se contrastan secuencias de cultivo, y en la subparcela se ensayan dosis de N. Se seleccionaron 80 muestras extraídas en 2016 a 0-5 cm y 5-20 cm de una rotación con pasturas, otra secuencia mixta con verdeos y una agrícola, todas con trigo como cultivo antecesor. Sobre suelo seco al aire se determinó amonio antes (N-NH_4^+i) y después de una incubación en anaerobiosis (Ninc). Se calculó el N anaeróbico (Nan) como la diferencia. Las secuencias de cultivo afectaron significativamente el Ninc y el Nan en la profundidad de 0-5 cm. El N-NH_4^+i también fue sensible a las secuencias y rotaciones, pero en 5-20 cm. En todos estos casos se registraron menores valores para la secuencia agrícola. Dentro del estrato de 0-20 cm, el Nan tuvo una mayor tasa de disminución en los sistemas mixtos por su superioridad en 0-5 cm. En cada secuencia hubo escaso efecto de los tratamientos de fertilización sobre las variables estudiadas, destacándose la disminución del N-NH_4^+i en las parcelas en rotación con pasturas. Dentro de la secuencia mixta con verdeos, no se comprobaron efectos relevantes del CC, en comparación con la misma consociación de avena+vicia bajo pastoreo directo. El Nan estuvo estrechamente correlacionado con el Ninc por lo que se podría obviar la determinación del N-NH_4^+i, simplificando la estimación del potencial de mineralización. Fue posible resumir los resultados en ecuaciones de regresión de las variables estudiadas en función del número de cultivos de verano.

Palabras claves: Centro-sur bonaerense, calidad de suelos, agrosistemas.

INTRODUCCIÓN

Los experimentos de larga duración son un insumo para la investigación prospectiva en el monitoreo de calidad edáfica (Reeves, 1997). En el centro sur bonaerense se realizan ensayos de secuencias de cultivos y rotaciones, desde hace más de 30 años (Forjan, 2016). El avance de la siembra directa (SD) en la región ha tenido como consecuencia la inclusión de suelos relativamente más someros al uso agrícola por lo que resulta esencial evaluar la sustentabilidad física de estos agro sistemas.

Las fracciones lábiles de la materia orgánica del suelo son indicadores sensibles y precoces de cambios en la calidad del suelo por acción antrópica. La mayoría de las investigaciones se llevan a cabo estimando estas fracciones a través del carbono orgánico (Duval *et al.*, 2013). Complementariamente, algunos estudios como el de Martínez *et al.*, (2017) incluyen formas de nitrógeno.

Recientemente el N incubado en forma anaeróbica ha concitado la atención de diversos investigadores para mejorar el diagnóstico de fertilidad nitrogenada y ajustar las eventuales recomendaciones de fertilización (Orcellet *et al.*, 2016). Esta variable es proporcional a la fracción más lábil de N y detecta cambios inducidos por el sistema de labranza y las secuencias de cultivos (Sharifi e*t al.*, 2007; Soon *et al.*, 2007).

En la determinación química se incluye el N-amonio (N-NH_4^+i) para restarlo al final de la incubación (Curtin & Campbell, 2006). Dado que la cantidad mineralizada durante la incubación anaeróbica es proporcional al N potencialmente mineralizable, no es posible deducirla de los requerimientos de los cultivos en los clásicos balances de N (Romano *et al.*, 2015). Por este motivo, la determinación del N-NH_4^+i podría obviarse a menos que éste tuviera per se un valor diagnóstico. El objetivo de este trabajo fue evaluar la incubación anaeróbica del N en su sensibilidad para detectar cambios y su variabilidad en el estrato superior, al final del tercer ciclo de un ensayo de larga duración bajo SD.

MATERIALES Y MÉTODOS

Características del ensayo y sitio experimental

Para el estudio se utilizó material de un ensayo de larga duración instalado desde 1998 en la Chacra Experimental Integrada Barrow (38°19'25'' S; 60°14'33'' O), en el partido de Tres Arroyos, provincia de Buenos Aires. El objetivo del experimento fue estudiar rotaciones y secuencias de cultivo bajo siembra directa (Forján, 2016).

El área de influencia de la Chacra Experimental de Barrow es el centro sur bonaerense. La clasificación climática es mesotermal subhúmeda. Las precipitaciones disminuyen desde el este al oeste, con un promedio histórico de lluvias de 750 mm. La temperatura media anual es de 14,9 ºC, siendo la máxima y la mínima de 20,4ºC y 7,4 ºC, en ese orden. El periodo libre de heladas es de 172 días (Borda & Forján, 2016).

El ensayo de larga duración se implantó en un lote con profundidad de suelo de 50 cm limitada por el horizonte petrocálcico. El diseño es de 4 bloques completos aleatorizados con parcela dividida. En la parcela principal se contrastan cinco secuencias de cultivo, tres exclusivamente agrícolas y dos mixtas. En la subparcela se ensayan, desde 2004, dosis de N aplicado en todos los cultivos a excepción de soja. El N es aplicado como urea al inicio del macollaje en gramíneas y en primeros estadios para maíz, sorgo, colza y girasol. En la secuencia 4 se incluye, desde 2010, la opción de avena consociada con vicia como cultivo de cobertura, en comparación con el pastoreo del verdeo de invierno, previo a la siembra del cultivo de cosecha gruesa. Todos los cultivos son fertilizados con P a la siembra. A la fecha se han cumplido 3 ciclos completos de las secuencias. En 2003, 2009 y 2015 (final de cada ciclo), se sembró trigo en todas las parcelas. Mayores detalles sobre los ciclos del ensayo se encuentran en una publicación anterior (Forján, 2016).

En abril de 2016 se muestrearon todas las unidades experimentales a las profundidades de 0-5 y 5-20 cm. Se seleccionaron 80 muestras provenientes de las secuencias #2, #3 y #4, cuyos tratamientos se describen en la Tabla 1.

Tabla 1. Tratamientos en parcela principal y dividida.

Secuencia	#2			#3			#4			
Parcela principal	Mixto: rotación con pasturas (sin verdeos)			Agrícola de invierno (para suelos limitados)			Mixto (tradicional con verdeos)			
Parcela dividida	N0	N1	N2	N0	N1	N2	N0	N1		N2
							CC	CC	Pp	Pp

N0, N1 y N2: 0, 65 y 130 kg N/ha, respectivamente, (para trigo, cebada, sorgo, maíz y colza) En girasol 0, 30 y 60 kg N/ha, en ese orden
Pp Avena+vicia pastoreada, CC avena+vicia como cultivo de cobertura.

Determinaciones químicas y análisis de datos

Las muestras de suelo fueron secadas al aire y tamizadas por una malla de 2 mm. El nitrógeno anaeróbico (Nan) fue determinado siguiendo el método de Waring & Bremner (1964), mediante una incubación de corto plazo. Se colocaron 5,00 g de suelo en un tubo de ensayo y se adicionaron 25 mL de agua destilada. Se taparon los tubos y se incubaron durante 7 días a 40°C bajo condiciones de anoxia. Después de la incubación, las muestras se transfirieron a un matraz de destilación y se adicionó 25 mL de KCl 4 M y por destilación con arrastre de vapor (Mulvaney, 1996) se determinó $N\text{-}NH_4^+$ (Ninc). El Nan se calculó como la diferencia entre el Ninc y el N inorgánico en forma de amonio extraído con KCl 2M a temperatura ambiente sin incubar ($N\text{-}NH_4^+$i) (Wang *et al.*, 2001). Además, se estimaron los valores para las tres variables a 0-20 cm mediante un promedio ponderado de las dos profundidades, suponiendo una densidad aparente constante en ese estrato. Para estudiar la variabilidad espacial en cada tratamiento se ajustaron regresiones lineales de las tres variables en función de la profundidad, asignando a la variable regresora el punto medio de las profundidades de muestreo de 0-5 y 5-20 cm. Las pendientes de las rectas ajustadas (Δ $N\text{-}NH_4^+$i /cm, ΔNinc/cm, ΔNan/cm) representan la tendencia lineal de las variables respectivas con el aumento de profundidad, dentro del estrato de 20 cm.

El análisis estadístico incluyó medidas resumen, correlaciones, análisis de la varianza para estudiar el efecto de la secuencia en las parcelas sin fertilización y de la fertilización en cada secuencia. Se empleó una prueba t para comparar las variables según profundidad en cada secuencia y el pastoreo con el cultivo de cobertura (CC) dentro de la secuencia #4. Para combinar el efecto de las secuencias y la fertilización se realizaron regresiones múltiples. Las variables dependientes fueron el promedio de Ninc, N-NH_4^+i y Nan estimado para 0-20 cm y las tasas de cambio con la profundidad. Se utilizaron como variables regresoras las dosis de fertilización acumuladas en el tercer ciclo del ensayo y variables que caracterizaran a las secuencias como número de cultivos de grano invierno y de verano (NCI y NCV), años con doble cultivo (NDC), número de años con pastura o verdeo y presencia de cultivo de cobertura. Se empleó el método stepwise para seleccionar las variables que mejor explicaran la variación de las variables dependientes. Para ingresar o retener variables se utilizó P < 0,15, valor medio entre P = 0,05 utilizado para rechazar la hipótesis nula y P = 0,25, para aceptarla. Para todos los análisis estadísticos se utilizó el programa Infostat (Di Rienzo *et al*., 2008).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 1 se muestran las características de las variables analizadas. El Ninc tuvo un valor medio de 75 mg kg^{-1}, oscilando entre 18 y 121 mg kg^{-1}. El N-NH_4^+i medio fue aproximadamente un 20 % del Ninc. Del análisis de correlación entre las tres variables surgió la estrecha asociación entre Nan y Ninc (r= 0.97; P<0.001). Esto sugiere que se puede prescindir de la determinación N-NH_4^+i (Figura 2).

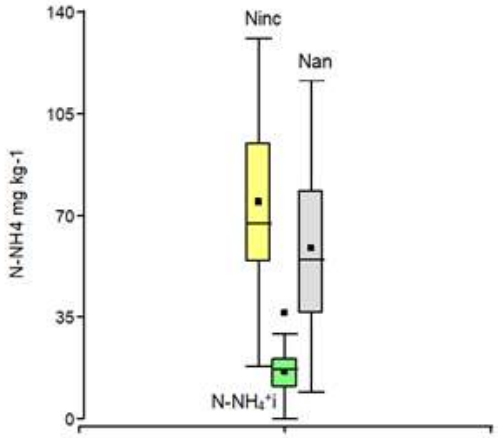


Figura 1. Gráfico de cajas y brazos para las variables estudiadas (n= 40).

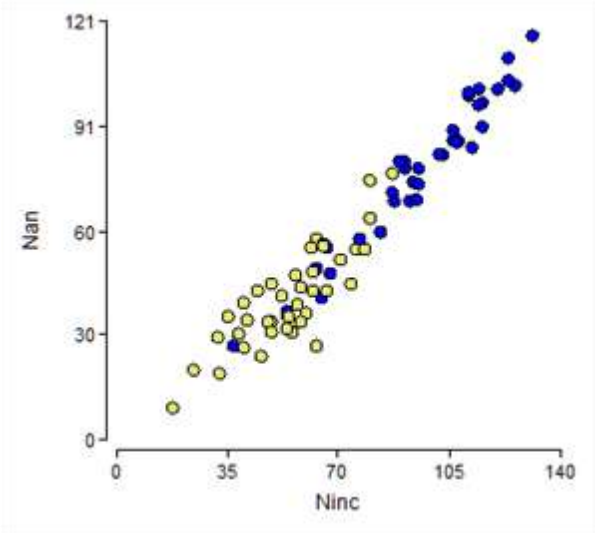


Figura 2. Asociación entre Nan y Ninc, círculos azules 0-5 cm, amarillos 5-20 cm.

En los ANOVA realizados para estudiar el efecto de las secuencias los CV oscilaron entre 15 y 46% correspondiendo los mayores valores a las medias más bajas, es decir el N-NH_4^+i y las determinaciones realizadas en la segunda profundidad. En todos los casos las secuencias influenciaron significativamente algunas de las variables estudiadas, de acuerdo con lo descripto en Tabla 2. Para las unidades experimentales sin fertilización nitrogenada en el 3º ciclo, el Ninc de las secuencias #2 y #4 superaron al de la #3 en el espesor de 0-5 cm y no se detectaron diferencias entre secuencias para el N-NH_4^+i. Lo inverso ocurrió en 5-20 cm. Para Nan, los resultados fueron análogos al Ninc. En el promedio ponderado de las dos profundidades los resultados se asimilaron al segundo espesor. En cuanto a la variación con la profundidad solo se registraron diferencias significativas para el Nan, con una disminución más abrupta para las secuencias 2 y 4. La comparación de las medias de Tabla 2, por profundidad de muestreo, reveló diferencias significativas para Ninc y Nan en las secuencias 2 y 4 y para N-NH_4^+i en la #3. Tal resultado confirma la sensibilidad del Nan a las secuencias de cultivos en 0-5 cm (Soon *et al.*, 2007). La escasa diferencia entre pasturas y verdeos de las parcelas bajo sistema mixto sugiere que la profundidad evaluada no es suficiente para diferenciar entre cultivos anuales y perennes.

A su vez, la menor cantidad de N-NH_4^+i en 0-20 cm para las secuencias agrícolas puede atribuirse al mayor consumo del N disponible y una nitrificación acrecentada por la mayor remoción del suelo en la siembra de los cultivos de cosecha, independientemente de la herramienta utilizada, bajo SD (Hasimu & Chen, 2014). Sin embargo, el secado al aire de la muestra, previo a las determinaciones, puede causar cambios importantes en el N inorgánico extraído (Maynard & Kalra, 1993). Esto produciría un aumento del N-NH_4^+ durante el secado según la temperatura de secado, como lo sugieren los resultados de Nina & Sigunga (2012), entre otros. Por lo tanto, el N-NH_4^+i podría reflejar este incremento, además de la disponibilidad inicial de esa forma inorgánica de N.

Tabla 2. Valores medios de las variables estudiadas para las secuencias #2, #3 y #4 según profundidad de muestreo, en parcelas sin fertilización nitrogenada.

Profundidad	Variables		
0-5 cm	Ninc	N-NH_4^+i	Nan
2	104 b	23 A	81 b
3	72 a	18 A	54 a
4	101 b	18 A	84 b
5-20 cm	Ninc	N-NH_4^+i	Nan
2	56 a	17 B	39 a
3	48 a	4,8 A	43 a
4	52 a	20 B	32 a
0-20 cm	Ninc	N-NH^{4+}i	Nan
#2	68 a	18 B	49 a
#3	54 a	8,1 A	46 a
#4	64 a	19 B	45 a
0-20 cm	ΔNinc	Δ N-NH_4^+i	ΔNan
#2	-4,8 a	-0,6 A	-4,2 a
#3	-2,4 a	-1,3 A	-1,0 b
#4	-4,9 a	0,2 A	-5,1 a

Letras distintas en columnas indican diferencias a P<0,05 según DMS.

En la Tabla 3 se muestran las comparaciones entre distintos destinos de la avena+vicia en la secuencia #4, para la dosis intermedia de N, que fue utilizada en los 3 ciclos. En las parcelas con pastoreo directo del verdeo en 0-5 cm, el Nan fue significativamente mayor que para las de CC. Muchos de los beneficios de los CC reportados en la literatura (Duval et al., 2016) se resaltan en la comparación con un barbecho sin cultivo. En este ensayo, tanto en CC como Pp hubo ingreso de material orgánico fresco proveniente de la biomasa radical, al que se sumaron las deyecciones de los animales en Pp.

Tabla 3. Ninc, N-NH_4^+i y Nan en parcelas con avena+vicia pastoreada (Pp) o como cultivo de cobertura (CC).

Profundidad	Variables					
0-5 cm	Ninc		N-NH_4^+i		Nan	
	Pp	CC	Pp	CC	Pp	CC
	121	98	16	15	105	83
5-20 cm	Ninc		N-NH_4^+i		Nan	
	Pp	CC	Pp	CC	Pp	CC
	62	59	17	13	45	46

La fertilización, analizada para cada secuencia, dio escasos efectos significativos, destacándose la disminución del N-NH_4^+i en 0-5 cm en la secuencia#2. El efecto diferencial en esta secuencia refleja la complejidad en la dinámica de la materia orgánica y del ciclado de nutrientes en suelos con pasturas bajo pastoreo directo (Jiang *et al*., 2006).En realidad, las aplicaciones de N acumuladas en cada ciclo de 6 años están vinculadas a los distintos cultivos que caracterizan las secuencias. Por lo tanto, podría esperarse una respuesta a la fertilización del cultivo de trigo antecesor sobre variables susceptibles de modificarse en el corto plazo, *e.g.* N inorgánico.

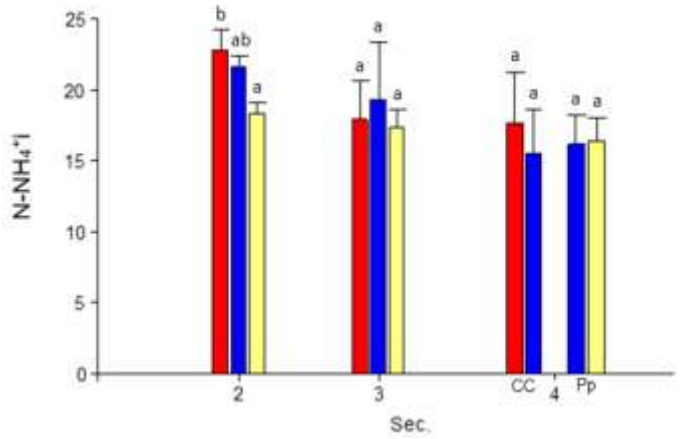


Figura 3. Efecto de la fertilización nitrogenada sobre N-NH_4^+i en 0-5 cm, según secuencia. Barras rojas, azules y amarillas corresponden a N0, N1 y N2. Dosis, Secuencias, CC y Pp ver Tabla 1. Letras distintas en cada secuencia indican diferencias a P<0,05 según DMS.

Todas las variables dependientes seleccionadas para las regresiones múltiples correlacionaron significativamente con NDC, variable que caracteriza a la secuencia 3. NCV vinculada con NDC también se asoció significativamente con casi todas las variables dependientes. El método stepwise no seleccionó la variable fertilización en ningún caso, tampoco al CC. La Tabla 4 muestra los modelos en función de NCV que presentaron el mayor R^2, con la incorporación de un término cuadrático. NCV discrimina adecuadamente las tres secuencias y el análisis es coherente con el ANOVA de Tabla 2.

Tabla 4. Ecuaciones ajustadas para describir la variación de los promedios de las variables estudiadas en 0-20 cm y su tasa de disminución en ese espesor.

Ecuación	R^2	P	Ecuación	R^2	P
Ninc 20 = 61,62 + 9,81 NCV - 2,36 NCV^2	0,37	<0,001	ΔNinc= -2,5 -2,04 NCV + 0,42 NCV^2	0,23	<0,01
N-NH_4^+i= 25,35 - 5,25 NCV +0,37 NCV^2	0,52	<0,0001	ΔN-NH_4^+i= -0,36+0,42 NCV-0,12 NCV^2	0,44	<0,0001
Nan= 36,27 + 15,06 NCV - 2,73 NCV^2	0,17	<0,05	ΔNan= -2,14 - 2,46 NCV + 0,54 NCV^2	0,45	<0,0001

CONCLUSIONES

Las secuencias de cultivo afectaron significativamente el N al final de la incubación (Ninc) y el Nan en la profundidad de 0-5 cm. El amonio inicial (N-NH_4^+i) también fue sensible a las secuencias pero en 5-20 cm. En todos estos casos se registraron menores valores para la secuencia agrícola. Dentro del estrato de 0-20 cm, el Nan tuvo una

mayor tasa de disminución en los sistemas mixtos por su superioridad en 0-5 cm. En cada secuencia hubo escaso efecto de los tratamientos de fertilización sobre las variables estudiadas, destacándose la disminución del N-NH_4^+i en las parcelas en rotación con pasturas. Dentro de la secuencia mixta con verdeos, no se comprobaron efectos relevantes del CC en comparación con la misma consociación de avena+vicia bajo pastoreo directo. El Nan estuvo estrechamente correlacionado con el Ninc, por lo que se podría obviar la determinación del N-NH_4^+i, simplificando la estimación del potencial de mineralización. Fue posible resumir los resultados en ecuaciones de regresión de las variables, en función del número de cultivos de verano.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue realizado en el marco de un Convenio de Cooperación Técnica entre el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria y la Universidad Nacional del Sur. Los análisis fueron financiados por el Departamento de Agronomía de la Universidad Nacional del Sur. PGI 24 A/238. La asistencia del primer autor al congreso fue auspiciada por la Bolsa de Cereales y Productos de Bahía Blanca.

BIBLIOGRAFÍA

- Borda, M & H Forján. 2016. El área estudiada. En HJ Forján & ML Manso (eds.). Rotaciones y secuencias de cultivos en la región mixta cerealera del centro-sur bonaerense: 30 años de experiencias. 1a ed. Ediciones INTA Tres Arroyos, Buenos Aires.
- Curtin, D & CA Campbell. 2008. Mineralizable nitrogen. En: MR Carter & EG Gregorich, eds. Soil sampling and methods of analysis. 2nd ed. CRC press., Boca Raton, FL. p. 599–606.
- Di Rienzo, JA, F Casanoves, MG Balzarini, L Gonzales, M Tablada & CW Robledo. 2008. InfoStat, versión 2008. Grupo infoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Duval, ME; JA Galantini; JO Iglesias; S Canelo; JM Martínez & LG Wall. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems. Soil Till. Res. 131: 11-19.
- Duval, ME; JA Galantini; JE Capurro & JM Martínez. 2016. Winter cover crops species in soybean monoculture: effects on soil organic carbon and its fractions. Soil Till. Res. 161:95-105.
- Forján, H.J. 2016. Historia de los ensayos de rotaciones de la Chacra Experimental Integrada Barrow. En: HJ Forján & ML Manso. Rotaciones y secuencias de cultivos en la región mixta cerealera del centro-sur bonaerense: 30 años de experiencias. 1a ed. Ediciones INTA Tres Arroyos, Buenos Aires.
- Hasimu, A & Y Chen. 2014. Soil disturbance and draft force of selected seed openers. Soil Till. Res. 140: 48-54.
- Jiang, HM; JP Jiang; Y Jia; FM Li & JZ Xu. 2006. Soil carbon pool and effects of soil fertility in seeded alfalfa fields on the semi-arid Loess Plateau in China. Soil Biol. Biochem. 38: 2350-2358.
- Martínez, JM; JA Galantini; ME Duval & FM López. 2017. Tillage effects on labile pools of soil organic nitrogen and relationships with wheat crop in a semi-humid climate: A long-term field study. Soil Till. Res. 169: 71-80.
- Maynard, DG & YP Kalra. 1993 Nitrate and exchangeable ammonium nitrogen. 1993. En: MR Carter (ed.). Soil Sampling and Methods of Analysis. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA.
- Nina DO & DO Sigunga. 2012. Effects of drying method, storage period and carbon:nitrogen ratio on inorganic nitrogen contents of Vertisols. Afr. J. Environ. Sci. Technol. 6:476-482
- Orcellet, J; NI Reussi Calvo; HR Sainz Rozas; N Wyngaard & HE Echeverría. 2017. Anaerobically Incubated Nitrogen Improved Nitrogen Diagnosis in Corn. Agron. J. 109: 291-298.
- Reeves, DW. 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. Soil Till. Res. 43: 131–167.
- Romano, NF; R Alvarez; AA Bono & HS Steinbach. 2015. Comparison of nitrogen fertilizer demand for wheat production between humid and semi-arid portions of the Argentinean Pampas using a mass balance method. Arch. Agron. Soil Sci. 61:1409-1422.
- Sharifi, M; BJ Zebarth; DL Burton; CA Grant; S Bittmand; CF Drurye; BG McConkey & N Ziadi. 2007. Response of Potentially Mineralizable Soil Nitrogen and Indices of Nitrogen Availability to Tillage System. Soil Sci. Soc. Am. J. 72:1124-1131.
- Soon, YK; A Haq & MA Arshad. 2007. Sensitivity of Nitrogen Mineralization Indicators to Crop and Soil Management. Comm.Soil Sci. Plant Anal. 38:2029-2043.

C4P16. TRIGO CONTINUO EN UN AMBIENTE SEMIARIDO: EFECTO DE DISTINTOS SISTEMAS DE LABRANZA

Bouza, Mariana.E; De Lucia, Martín.P; Alzorriz, Alejandro; Cirolini, Enrique; Echeverría, Nora.E y Silenzi, Juan C.

Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur. San Andres 800. Bahía Blanca, Buenos Aires. Argentina.
mbouza@criba.edu.ar

RESUMEN

Los sistemas de labranza pueden degradar las propiedades del suelo y afectar su productividad. El objetivo de este trabajo fue evaluar en un ambiente semiárido el impacto que generan tres sistemas de labranzas sobre las propiedades físicas de un Haplustol éntico y la respuesta de un cultivo de trigo. El estudio se realizó en un ensayo de agricultura continua, ubicado en el SO bonaerense. Los tratamientos estudiados fueron LC (labranza convencional), LV (labranza vertical) y SD (siembra directa), al macollaje se fertilizó con N a la mitad de ellos. A seis años del inicio del ensayo se evaluaron los siguientes parámetros: densidad aparente (DA; Mg m^{-3}), resistencia a la penetración (RP; MPa), densidad y distribución de raíces (m m^{-3}) y componentes del rendimiento del cultivo de trigo (biomasa y rendimiento en grano (kg ha^{-1})). Los resultados obtenidos mostraron que los valores encontrados en DA (0,97 a 1,26 Mg m^{-3}), ya sea al inicio o al finalizar el ciclo, no comprometen significativamente el crecimiento y rendimiento del cultivo. Se observó un aumento significativo en la RP, conforme pasó el tiempo desde la siembra hasta la espigazón. La RP para ambos estadios en el horizonte superficial fue un 90 % más alta en SD (0,67 y 1,36 MPa) que LC (0,38 y 0,71 MPa) y LV (0,33 y 0,76 MPa). Mientras que a mayor profundidad LV presentó menores valores debido al efecto del cincel.
La densidad de raíces en SD (0) exhibió mayor concentración en los primeros 5 cm mientras que LC (0) y LV (0) lo hicieron en los 10 cm. En los fertilizados, SD (F) fue el que mayor respuesta evidenció respecto al testigo. Los parámetros de rendimientos fueron significativamente más altos en LC. La aplicación del fertilizante nitrogenado mostró respuesta en todas las variables analizadas.

Palabras claves: Labranza convencional, Labranza vertical, Siembra directa

INTRODUCCIÓN

La región semiárida Argentina se caracteriza por la escasa sustentabilidad de la agricultura; reflejada en la degradación de los suelos y la escasa productividad de los cultivos. En este sentido, Silenzi *et al*. (2001) encontraron deterioros importantes en la estructura del suelo, disminución en la economía del agua, aumentos en el riesgo de erosión y mermas en la producción de trigo en la región semiárida pampeana. Estos se lograron reducir con la incorporación de un sistema de siembra directa (SD). En los últimos años, a pesar de las condiciones marginales de esta ecoregión, ha ido aumentando significativamente la adopción de la SD debido a diferentes causas: mejor aprovechamiento de las lluvias, control de la erosión, tanto hídrica como eólica, y menores costos de labranza. Sin embargo, la introducción de este sistema de labranza en planteos de agricultura continua produce cambios en las propiedades físicas del suelo que pueden afectar la sustentabilidad del mismo (Díaz Zorita *et al*., 2002, Vallejos *et al.*, 2006). Es una apreciación común que la SD produzca un incremento en la densidad aparente (DA) en los primeros cm del suelo. Esta condición puede verse intensificada en suelos que, por sus propiedades texturales y reducido contenido de carbono orgánico, presenten escasa capacidad para regenerar su estructura, situación común en suelos de textura franco arenosa del sudoeste bonaerense; En tanto que, los sistemas con remoción, inducirían a una menor compactación superficial.

Existe información con resultados dispares respecto al efecto de la SD sobre las propiedades físicas de los suelos. Algunos autores hallaron valores superiores de DA, en suelos bajo SD, comparado con labranzas reducidas o convencional (Díaz Zorita *et al*., 2002, Schmidt *et al*., 2006) mientras que otros no encuentran diferencias entre estos sistemas de labranzas (Kruger, 1996).

La resistencia mecánica (RM) o resistencia a la penetración que ofrece el suelo en la zona de las raíces es utilizada como una medida de compactación, señalando condiciones que pueden impedir el crecimiento de las raíces y por lo tanto, reducir los rendimientos de los cultivos (Oussible *et al*., 1992 citado por Elissondo *et al*., 2001).

El objetivo del trabajo fue evaluar, en un ambiente semiárido y bajo un sistema de agricultura continua, el impacto que presentan distintos sistemas de labranza sobre propiedades físicas del suelo y la respuesta de un cultivo de trigo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se llevó a cabo en el campo experimental del Departamento de Agronomía de la Universidad Nacional del Sur, ubicado en Napostá, en el km 35 de la Ruta Nacional Nº33 (38º 26' 30" LS, 62º 15' 59" LW; 150 msnm.). El clima es subhúmedo seco (semiárido), templado; precipitación anual media 580 mm; Índice de Thornthwaite entre 0 y –20; temperatura media anual 15,1 ºC, período libre de heladas 204 días (Donnari & Torres,1974).El suelo se describió de acuerdo al Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2010) y se clasificó como Haplustol éntico, franco grueso, mixto, térmico, con una secuencia de horizontes Ap-A2-AC-C-Ck1-2Ck2-3Ck3 .El horizonte superficial presenta textura franco arcillo arenosa con 20,6 g kg^{-1} de carbono orgánico y 10,3 ppm de fósforo extractable. La Capacidad de Uso de estas tierras es de IIIe (Klingebiel & Montgomery, 1961) presentando como limitantes principales la alta susceptibilidad a la erosión eólica y condiciones climáticas desfavorables.Este trabajo forma parte de un ensayo de agricultura continua de trigo bajo diferentes sistemas de labranza durante seis años. El cultivo fue sembrado el 4 de julio de 2014, con la variedad ACA 304 a razón de 80 kg/ha.

Tratamientos empleados:

1. SD: siembra directa
2. LV: labranza vertical
3. LC: labranza convencional.

Se realizó un barbecho mecánico en LC con rastra de doble acción desencontrada de 32 discos, en LV se utilizó la misma rastra y un arado de cinceles de 5 púas, mientras que en SD el barbecho fue químico con herbicidas específicos de acuerdo a la especie.Al macollaje se fertilizó con 100 kg/ha de Urea subdividiendo los tratamientos y dejando una franja testigo.

Diseño experimental y análisis estadístico

El diseño experimental fue en bloque dividido. Se consideraron dos factores principales: sistemas de labranza (LC, LV, SD) y fertilización nitrogenada (O, F). Se agruparon parcelas de 20 por 100 m según condiciones homogéneas del terreno conformando tres bloques. Cada bloque se dividió según los distintos sistemas de labranza aleatoriamente. A su vez, se realizó la fertilización en medio bloque atravesando todas sus parcelas. Los resultados fueron analizados estadísticamente mediante el programa Infostat (Di Rienzo *et al*., 2009). Para evaluar las diferencias entre los valores medios de las variables para los distintos tratamientos se utilizó ANOVA doble y se hicieron pruebas de LSD Fisher ($p<0,01$ y $p<0,05$), previo análisis de cumplimiento de supuestos básicos.

Muestreos y determinaciones

Las variables evaluadas fueron:

1. Densidad aparente, (DA) según el método del cilindro (Blake & Hartge, 1986) a distintas profundidades: 0-6; 6-12; 12-27; 27-47; 47-60 cm. La determinación se realizó a la siembra y espigazón.
2. Resistencia a la penetración, (RP) (Penetrómetro de anillo estandarizado según ASAE S 313.2), la determinación se realizó cada 5 cm y hasta 60 cm.
3. Densidad y distribución de raíces según el método de la pared (Böhm, 1979) en el estadío fenológico de espigazón.
4. Componentes del rendimiento: Biomasa aérea; Rendimiento por planta.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Densidad aparente (DA)

La Figura 1 muestra los valores de densidad aparente obtenidos a diferentes profundidades, registrados a la siembra del cultivo y a la espigazón del mismo con su significancia estadística. A la siembra (Figura 1 a) SD mostró en los primeros cm el mayor valor aunque no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos.Hacia el final del ciclo hubo diferencias significativas a los 12 cm entre LC y SD. Este último registró el valor más alto de DA superando al tratamiento labrado en un 10%. Este cambio se atribuye a que el implemento utilizado en LC produce una mayor remoción del suelo en los primeros 10 centímetros dando como resultado menores valores de DA. Tanto a la siembra como a la espigazón, la tendencia es la misma, la DA aumenta hasta los 30 cm para luego comenzar a disminuir. Al comparar la DA entre las dos fechas de muestreo no se observan mayores diferencias. En los primeros seis centímetros, se aprecia una ligera tendencia a presentar mayores valores al final del ciclo en todos los tratamientos posiblemente se deba a una recompactacion natural del suelo. Se ha estudiado que el “mullimiento” del suelo, alcanzado por medio de las

labores, se pierde por diversos factores tales como tránsito de maquinarias, pisoteo de animales o lluvias abundantes.Los valores encontrados en DA, ya sea al inicio o al finalizar el ciclo, no comprometen significativamente el crecimiento y rendimiento del cultivo. Silenzi *et al.* (2000) en suelos de la región encontraron que el crecimiento radicular fue fuertemente restringido a partir de 1,45-1,55 Mg m^{-3}.Galantini *et al*. (2006), comparando dos tipos de labranzas en suelos de sudoeste bonaerense, también encontraron que en los primeros 5 cm del suelo con LC la DA presentó valores más bajos, poniéndose en evidencia el impacto del laboreo superficial. Blevins & Frye (1993) encontraron que las labranzas verticales producen un esponjamiento inicial muy grande del suelo y luego este se va recompactando con el paso del tiempo.

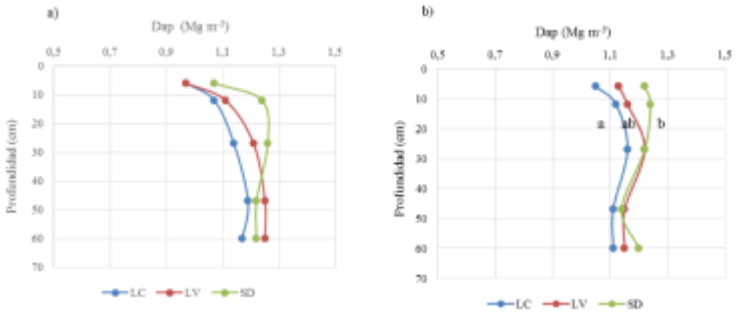


Figura 1. Representación de la densidad aparente en Mg m^{-3} con la profundidad a) siembra b) espigazón para: LC = Labranza convencional, LV = Labranza vertical, SD = Siembra directa.

Resistencia a la penetración (RP)

La RP aumentó con el paso del tiempo desde la siembra hasta la espigazón desde 0,95 hasta 1,24 MPa respectivamente, existiendo diferencias significativas entre dichos estados. La menor RP a la siembra se explicaría por el laboreo reciente, ocasionando una mayor remoción del suelo con respecto al final del ciclo del cultivo. Por su parte, en la espigazón, no se observaron diferencias estadísticas entre el suelo fertilizado y no fertilizado. No obstante a todo esto, no se registraron valores superiores a 2,5 MPa citados por Threadgill (1982) como limitantes del crecimiento radicular.

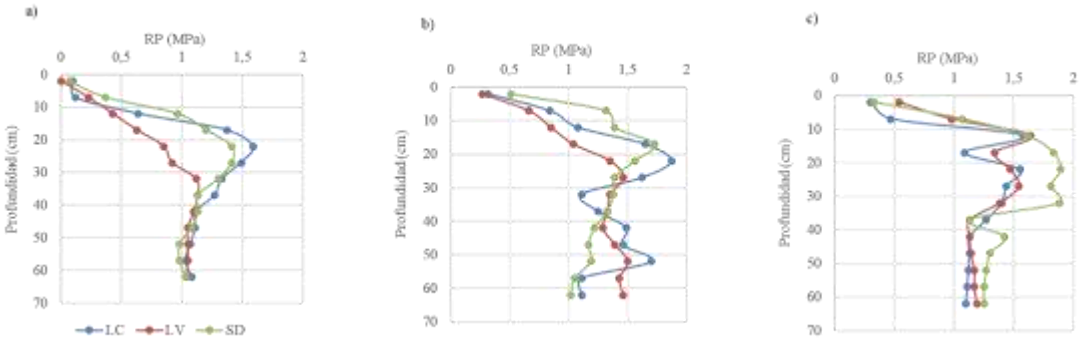


Figura 2. Variación de la resistencia a la penetración (MPa) por tratamiento en distintas profundidades para a) siembra b) espigazón testigo y c) espigazón fertilizado.

En la Figura 2 se observa un aumento significativo en la RP, conforme pasó el tiempo desde la siembra hasta la espigazón. La RP para ambos estadíos en el horizonte superficial fue un 90 % más alta en SD (0,67 y 1,36 MPa) que LC (0,38 y 0,71 MPa) y LV (0,33 y 0,76 MPa). Mientras que a mayor profundidad LV presentó menores valores debido al efecto del cincel. Estos datos coinciden con los hallados por Barrios (2011) quien trabajando sobre un cultivo de trigo observó una tendencia a aumentar la RP en siembra directa respecto al laboreo convencional para todas y cada una de las profundidades, tanto al inicio como al final del cultivo, aunque estas diferencias no fueron significativas.

Densidad y distribución de raíces

Los valores promedio para todos los tratamientos fueron 3230m m^{-3} para la condición testigo y 3084 m m^{-3} para la fertilizada. Respecto a los sistemas de labranza no se encontraron diferencias significativas en la situación fertilizada, mientras que para la condición testigo se observaron diferencias significativas ($p< 0.0001$) entre SD en relación a LV y

LC.En la Figura 3 se observa la distribución y densidad de raíces en el perfil del suelo para los tratamientos testigo en la que se evidencian diferencias entre los sistemas de labranza con remoción y SD.LC y LV presentaron comportamientos similares. En la capa superficial (5 cm) se observó una menor densidad de raíces aumentando luego hasta los 15 cm, posiblemente por un mayor contenido de humedad y a partir de allí comenzó a disminuir.En SD la mayor densidad de raíces se encontró en los primeros 5 cm del perfil, descendiendo gradualmente a medida que aumentó la profundidad. Resultados similares fueron hallados por Rodriguez Frers & Barrios (2012), quienes trabajando en un cultivo de trigo sobre argiudoles vérticos de la Pcia de Buenos Aires, observaron que para los primeros 10 cm de profundidad LC presentó mayor biomasa de raíces respecto a SD y LV.

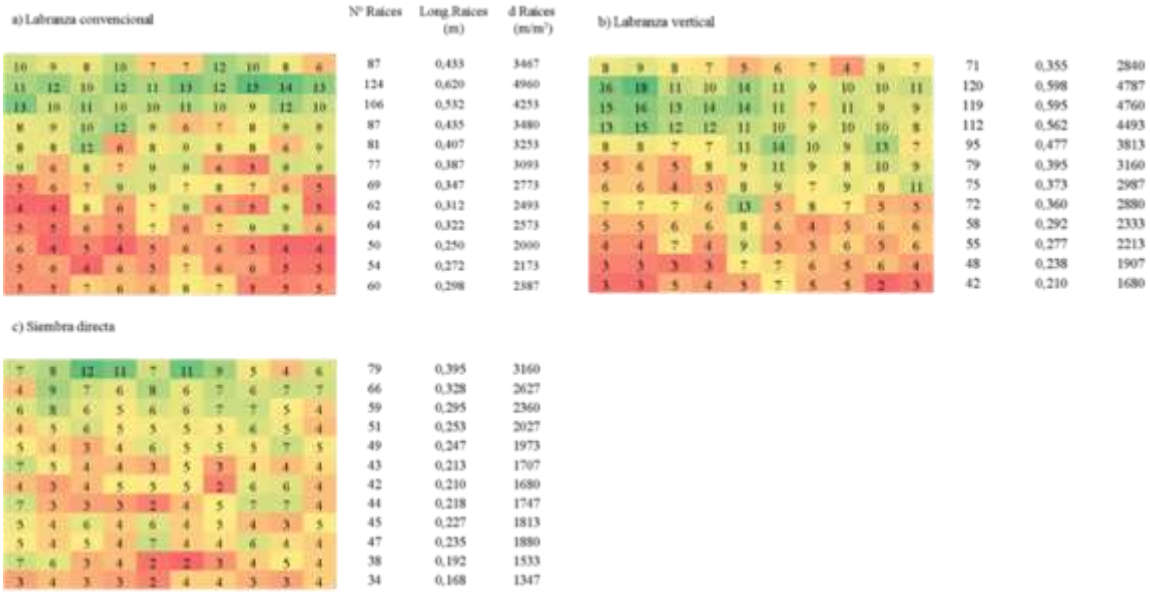


Figura 3. Mapa de distribución y densidad de raíces para los distintos sistemas de labranza evaluado sobre una malla de 5 x 5 cm.

Rendimiento y Biomasa del cultivo

Se encontraron diferencias altamente significativas entre los tratamientos fertilizados y no fertilizados, las cuales fueron de 913 kg ha^{-1} representando un incremento del 40% a favor de los primeros. Resultados similares fueron encontrados por Landriscini et al., citado en Melgar (1997), donde evaluaron la respuesta a la fertilización en una secuencia trigo-trigo en la EEA Bordenave, obteniendo diferencias de hasta 1200 kg ha^{-1}. También Quiroga *et al.*(2010), evidenciaron respuestas a la fertilización nitrogenada en cultivos de trigo, que fueron mayores cuando la disponibilidad hídrica era favorable para el cultivo.En cuanto a los sistemas de labranza, no se encontraron diferencias estadísticas entre LV y SD (2567 y 2547 kg ha^{-1} respectivamente), pero ambos difirieron con LC ($p<0.01$) quien mostró el mayor valor (3108 kg ha^{-1}). Resultados diferentes presentó Rohlmann (2007), quien trabajando en condiciones similares al ensayo, observó mayores rendimientos en tratamientos exclusivamente bajo SD frente a otros con algún tipo de remoción (labores con rastra de discos, arado de cinceles, paratill).Si bien la respuesta a la fertilización era esperable debido al bajo contenido de N de estos suelos, el ensayo deja en evidencia que los sistemas bajo SD son los que mayores incrementos en sus rendimientos pueden alcanzar debido probablemente a un uso mas eficiente del agua cuando las condiciones de fertilidad y disponibilidad de nutrientes son las propicias para un buen desarrollo de los cultivos. En condiciones comparables a las del ensayo, Silenzi *et al.*(2001)encontraron resultados similares, donde el rendimiento indicó que existieron diferencias altamente significativas entre todos los tratamientos que recibieron N respecto del testigo.La biomasa total mostró diferencias altamente significativas entre tratamientos, con una gran diferencia a favor de LC que presentó un valor de 8861 kg ha^{-1} , seguido por LV con 7469 kg ha^{-1} y luego SD con 6856 kg ha^{-1} (Figura 4). Estos datos coinciden con los señalados por Falotico *et al*. (1999), los cuales reafirman el hecho que bajo SD el suelo tiene una menor capacidad par suministrar N para el trigo, aun cuando la fracción de N orgánico sea más elevada.

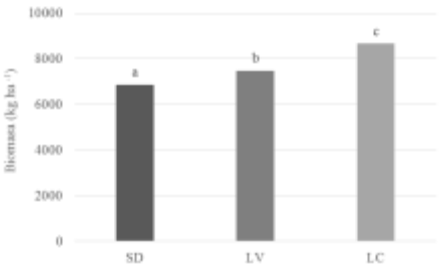


Figura 4. Biomasa total en kg ha^{-1} para Labranza convencional (LC), vertical (LV) y Siembra directa (SD).Letras diferentes muestran diferencias significativas entre tratamientos según Tukey (P < 0.05).

Relación entre variables

No se encontró una relación estrecha entre indicadores físicos y la distribución y cantidad de raíces debido a que el rango de DA y RP están por debajo de los límites críticos para el normal desarrollo radicular del cultivo, es así que la distribución de raíces no responde a restricciones físicas sino que podría deberse a la fertilización ó a la dinámica del agua en el suelo respecto a los sistemas de labranza.Respecto al rendimiento del cultivo de trigo y la biomasa se observó una alta correlación en relación a la densidad de raíces tanto para el tratamiento testigo como para el fertilizado. Figura 5. Estos resultados coinciden con los hallados por Peuke & Jeschke (1993) citado por Barrios *et al.* (2014) quienes explican la relación directa que existe entre el crecimiento de la raíz y la parte aérea.

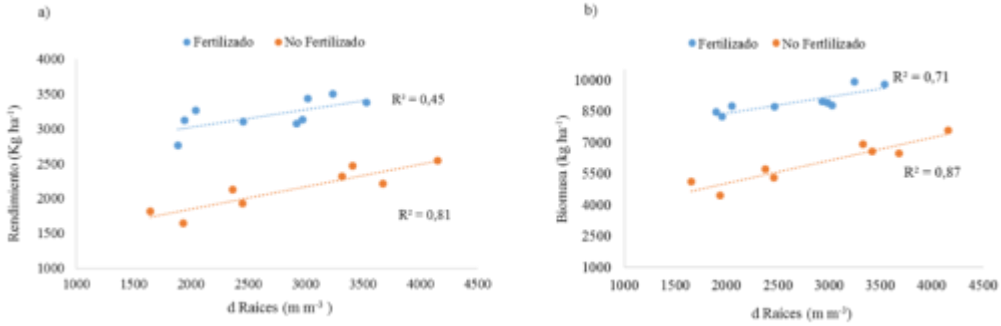


Figura 5. Relación entre la densidad de raíces (m m^{-3}) para los tratamientos fertilizados y testigo respecto a a) Rendimiento del cultivo (Kg ha^{-1}) y b) Biomasa (Kg ha^{-1}).

CONCLUSIONES

La densidad aparente del suelo no varió en ninguno de los tratamientos ni a ninguna profundidad a lo largo del ciclo del cultivo, siendo los valores obtenidos al inicio del cultivo similares a los finales.Los valores encontrados en DA, ya sea al inicio o al finalizar el ciclo, no comprometen significativamente el crecimiento y rendimiento del cultivo. Al final del ciclo, en los primeros 30 cm, se observó una recompactación del suelo en mayor medida en los tratamientos con labranzas, aún así SD registró los valores más altos de DA superando al tratamiento labrado en un 10%. Independientemente del sistema de labranza empleado, la RP aumentó con la profundidad y también aumentó en SD respecto al laboreo convencional y vertical para todas y cada una de las profundidades, tanto a la siembra como en el estadío de espigazón del cultivo. Cabe aclarar que en ningún caso se registraron valores superiores a 2,5 MPa citados por Threadgill (1982) como limitantes del crecimiento radicular. El cultivo de trigo mostró diferencias significativamente mayores de biomasa aérea a favor del laboreo convencional, respecto a la siembra directa y labranza vertical. El cultivo de trigo mostró el mayor rendimiento de grano en LC siendo un 17 % superior a SD y LV. No se encontraron diferencias significativas entre LV y SD. Existe una relación directa entre la densidad de raíces respecto al rendimiento y biomasa del cultivo.

BIBLIOGRAFÍA

- Barrios, MB. 2011. Efecto del laboreo sobre el desarrollo de raíces y productividad. Editorial Académica Española. ISBN: 978-3-8443-4125-6. España.

- Barrios, MB; A Buján; SP Debelis; AC Sokolowski; AD Blasón; HA Rodríguez; SC López;J De Grazia;CR Mazo;&MC Gagey.2014. Relación de raíz/biomasa total de Soja (Glycine max) en dos sistemas de labranza. Terra Latinoamericana, 32(3), 221-230.
- Blake, GR & KH Hartge. 1986. Bulk density. En: A.Klute (ed.). Methods of Soil Analysis. Part 1. Agron. Monog 9. Am. Soc. Agron., Madison,Wisconsin, EEUU. p. 363-375.
- Blevins, RL & WW Frye.1993.Conservation tillage: an ecological approach to soil management. Advances in Agronomy 51:33-78.
- Böhm, W.1979. Methods of studying root Systems.Ecological Studies 33. Ed.Springer Verlag.Berlin,Germany.
- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2009. InfoStat, versión 2009, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Díaz Zorita M; G Duarte & JH Grove.2002.A review of no-till systems and soil management sustainable crop production in the subsumid and semiarid Pampas of Argentina. Soil and Tillage Research 65: 1-18.
- Donnari, M & L Torre.1974. Análisis de algunos aspectos del clima de Bahía Blanca. Departamento de Geografía, UNS, Bahía Blanca. 32 pp.
- Threadgill,E. 1982. Residual tillage effects as determined by cone index.Trans. ASAE, 25, pp. 859-863 and 867.
- Elissondo,E; JL Costa;E Suero;KP Fabrizzi & F Garcia.2001. Evaluación de algunas propiedades físicas de suelos luego de la introduccion de labranzas verticales en un suelo bajo siembra directa. Ciencia del Suelo.19 (1):11–19
- Falótico JL;GA Studdert & HE Echeverría.1999. Nutrición nitrogenada del trigo bajo siembra directa y labranza convencional. Ciencia del Suelo.17: 9-20
- Galantini, JA; JO Iglesias; C Maneiro; L Santiago & C Kleine. 2006.Sistemas de labranza en el sudoeste bonaerense. Efectos de largo plazo sobre las fracciones orgánicas y el espacio poroso del suelo. RIA, 35(1):15-30.INTA, Argentina.
- Klingebiel, AA & PH Montgomery. 1961. Land Capability Classification. Agriculture Handbook No. 210.Soil Conservation Service, US Department of Agriculture, Washington, DC.
- Kruger, HR. 1996. Compactación en Haplustoles del sudoeste bonaerense (Argentina) bajo cuatro sistemas de labranza. Ciencia del Suelo. 14: 104-106.
- Melgar, R.1997.Cultivos anuales: cereales (Trigo).En: La fertilización de cultivos y pasturas. R Melgar & M Diaz Zorita(coordinadores).Editorial Hemisferio Sur-INTA.71-91 p.
- Oussible, M; RK Crookston & WE Larson. 1992. Subsurface Compaction Reduces the Root and Shoot Growth and Grain Yield of Wheat. Agron. J. 84:34-38.
- Peuke, AD & WD Jeschke. 1993. The uptake and flow of C, N and ions between roots and shoots in Ricinus communis L. I. Grown with ammonium or nitrate as nitrogen source. J. Exp. Bot. 44: 1167-1176.
- Quiroga,AR;R Fernandez;O Ormeño & I Frasier. 2010. Consideraciones sobre el manejo del agua y la nutrición en trigo. En: El cultivo de trigo en la región semiárida y subhúmeda pampeana.Ediciones INTA,2010.41-46 p
- Rodriguez Frers,EP & MB Barrios.2012.Relación raíz-parte aérea con diferentes sistemas de labranza en trigo. XIX Congreso latinoamericano de la Ciencia del Suelo y XXIII Congreso Argentino de la ciencia del suelo. Mar del Plata, Argentina.
- Rohlmann, FM.2007.Descompactación de un suelo bajo siembra directa mediante el uso de labranza vertical o labranza convencional. Tesis de grado. Universidad Nacional del Sur. Argentina.
- Schmidt, E; N Amiotti & O Bravo. 2006. Indicadores de pérdida de calidad de suelos bajo siembra directa continua en la pampa semiárida. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy. p. 395.
- Silenzi, JC, AG Vallejos & NE Echeverría.2001. Agricultura sustentable en la región semiárida argentina aplicando siembra directa. IV Congreso Internacional de Ingeniería Agrícola, Chile. Memorias Vol I: 217-220.
- Silenzi,JC; CA Puricelli; NE Echeverría; T Grossi & AG Vallejos. 2000. Degradación y recuperación de dos suelos de la región semiárida Argentina como resultado de distintos usos y manejos. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata.Argentina.
- Soil Survey Staff. 2010. Keys to Soil Taxonomy, 11th ed.USDA-Natural Resources 22 Conservation Service, Washington,DC.
- Vallejos, AG; D Schwindt;JC Silenzi;NE Echeverría & M De Lucía.2006. Efecto de dos sistemas de labranza sobre propiedades del suelo en un cultivo de trigo. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy. p. 395.

C4P17. MATERIA ORGÁNICA, POTASIO Y FÓSFORO EN LA PLANICIE MEDANOSA DEL SUR DE CÓRDOBA

Bozzer, Catalina; Cisneros, José M. y Giayetto, Oscar.
Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. Ruta Nacional N° 36 Km. 601. Río Cuarto, Córdoba. Argentina. bozzercatalina@gmail.com

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue identificar aquellas propiedades del suelo más sensibles al uso de la tierra, a fin de efectuar un diagnóstico de la situación actual de cada una de ellas en los sistemas de producción agropecuaria predominantes en la planicie medanosa cordobesa. Las situaciones observadas fueron sistemas de producción agrícola (A), sistemas de producción mixtos agrícola-ganaderos (Mx), situaciones naturales (N) y situaciones de médano fijado bajo pastizal (Md). Siendo estas últimas, referentes de la máxima y mínima degradación de los suelos en la región. El análisis multivariado determinó que las variables con mayor poder discriminante entre usos del suelo fueron materia orgánica (MO), fósforo (P) y potasio (K). La variable más sensible al uso del suelo en la región de estudio fue MO. En términos relativos, las situaciones A y Mx presentaron en promedio el 54% y 60%, respectivamente, del contenido orgánico de la condición de de mínimo deterioro. Los valores medios encontrados para K (% CIC) en los suelos relevados fueron bajos, inferiores al 2.5%. El contenido medio de P de la condición N se encontró muy por encima del de las demás situaciones de uso, denotando una clara pérdida del nutriente. Los contenidos medios de P extractable de la capa superficial fueron altos, exhibiendo la riqueza del nutriente en la región. Pudo observarse gran variabilidad en los indicadores estudiados en los diferentes estratos del perfil exponiendo la necesidad de planificar los muestreos de suelo en forma estratificada.

Palabras claves: indicadores, calidad, uso

INTRODUCCIÓN

La Pampa Medanosa Cordobesa, ubicada en el extremo sudoeste de la provincia, dentro de la Región Pampeana Semiárida Argentina (RPSA), es un ambiente de gran fragilidad ecológica con susceptibilidad natural a erosión eólica (Gorgas y Tassile, 2006). La introducción de pasturas permanentes ha sido una práctica muy difundida para mantener los contenidos de carbono orgánico y la fertilidad de los suelos en la región, sin embargo, la producción agrícola fue reemplazando a los sistemas mixtos agrícola-ganaderos (Lattanzi, 2010). En conjunto con la introducción de la siembra directa se produjo una simplificación de los planteos productivos y del manejo en base a cultivos estivales, incrementando el riesgo climático, económico y biológico, la pérdida de materia orgánica y la sobre extracción de micro y macronutrientes (Cruzate y Casas, 2012). Particularmente, en el sur de la provincia de Córdoba existe una tendencia a la modalidad de arrendamiento anual, con una racionalidad de uso del suelo de corto plazo, que deriva en rotaciones cortas y desbalanceadas (de Prada y Penna, 2007). Como consecuencia de esta intensificación de los sistemas productivos y la ausencia de tiempos de recuperación de la capacidad productiva de los suelos (Degioanni *et al.*, 2013), se evidencian signos de deterioro de la calidad del suelo que se manifiestan en distintos procesos de degradación (Panigatti, 2010).

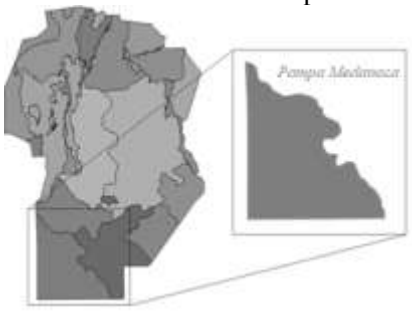


Figura 1. Regiones naturales de la provincia de Córdoba: Pampa Medanosa.

Debido a su heterogeneidad, el suelo no posee estándares de calidad definidos (Marelli, 2005). No obstante, el comportamiento de las propiedades del suelo ante diversos usos de la tierra en el largo plazo adquiere importancia facilitando el diagnóstico de la situación actual. Establecer si la calidad edáfica bajo un determinado sistema productivo está en una situación de estabilidad, mejora o deterioro demanda el estudio de propiedades de los suelos influenciadas por el uso (Shukla *et al.*, 2006). La calidad edáfica y la evaluación de la sustentabilidad de un sistema productivo se puede realizar comparándolo con situaciones de referencia (Shmidt y Amiotti, 2016). El objetivo de este trabajo fue identificar

aquellas propiedades del suelo más sensibles al uso de la tierra, a fin de efectuar un diagnóstico de la situación actual de las mismas en los sistemas de producción agropecuaria predominantes en la región de la Pampa Medanosa Cordobesa.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio comprende una de las 22 regiones naturales de la provincia Córdoba: la Pampa Medanosa, cuya extensión es de 1.400.000 ha incluyendo el sur del Dpto. Río Cuarto y casi por completo el Dpto. Gral. Roca. Es un ambiente de alta fragilidad ecológica inmerso en la Región Pampeana Semiárida Argentina (RPSA), con predominio de Haplustoles énticos, Haplustoles típicos y Ustipsamments típicos (Gorgas y Tassile, 2006). Se extiende sobre el extremo norte del mar de arena pampeano [MAP] y se caracteriza por la presencia de grandes formas de deflación, campos de dunas y mantos de arena que se sobre imponen a las geoformas fluviales de los ríos Popopis y Chocancharava conformando un complejo ambiente de interferencia eólico-fluvial (Carignano *et al*., 2014).

Muestreo y determinaciones analíticas

Las situaciones de uso y manejo de suelo observadas en este estudio fueron: sistemas de producción agrícolas (A), sistemas de producción mixtos agrícola-ganaderos en los que la agricultura y la ganadería rotan sobre los mismos lotes (Mx), situaciones de vegetación espontánea con mínima intervención, representativas de una condición natural referente del mínimo deterioro de los suelos de la región (N), y situaciones de médano estabilizado bajo pastizales con uso ganadero extensivo ocasional (Md), representativas de un suelo degradado. Las muestras fueron tomadas a tres profundidades: 0-5cm, 5-10cm, y 10-20cm. Las determinaciones analíticas realizadas en laboratorio fueron: contenido de materia orgánica (MO) por el método de Walkley Black (Nelson y Sommers, 1982), capacidad de intercambio catiónico (CIC) por saturación del complejo de cambio con sodio y determinación de éste por fotometría de llama; cationes de cambio por desplazamiento con acetato de amonio, Na y K intercambiables fueron determinados por fotometría de llama, mientras que, Ca y Mg intercambiables por titulación con EDTA; pH 1:2.5 por el método potenciométrico; y fósforo extractable por el método de Bray–Kurtz 1 (Bray y Kurtz, 1945).

Análisis Estadísticos

Se efectuó un análisis discriminante canónico (AD) para siete variables de suelo analizadas: materia orgánica, pH, fósforo, sodio, calcio, magnesio y potasio; utilizando un total de 303 datos. Fue realizado para identificar aquellas propiedades del suelo que indican las mayores diferencias entre los distintos usos estudiados. Los coeficientes canónicos estandarizados fueron utilizados para evaluar el poder de separación entre las condiciones de uso de cada variable. Para las variables que presentaron mayor poder discriminante, se realizó un análisis de la varianza para estudiar el efecto del uso y de la profundidad del suelo, a través del empleo de Modelos Lineales Mixtos. Para examinar la heterogeneidad de varianza entre las condiciones de uso y considerar la correlación entre los datos tomados a diferentes profundidades en un mismo sitio, se utilizó un modelo de autocorrelación continua de grado uno. La comparación de medias estadísticamente diferentes en todos los casos, fue realizada mediante la prueba LSD de Fisher con un nivel de significancia $\alpha=0,05$. Todos los análisis fueron realizados con el programa InfoStat *v. 2017* (Di Rienzo *et al.*, 2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis Discriminante Canónico

En el eje canónico 1 pudo observarse claramente una diferenciación entre las muestras procedentes de las situaciones naturales de vegetación espontánea no disturbadas (N), las que tendieron a ubicarse espacialmente hacia la derecha, y las provenientes de los sistemas de producción agrícolas (A), que se posicionaron hacia la izquierda. Esta diferenciación espacial evidenció un mayor contenido de materia orgánica en las situaciones N que en las restantes situaciones, comportamiento que es compartido por la variable fósforo. Las situaciones bajo condición de uso A expresaron a través de su distribución espacial, la pérdida de contenidos de materia orgánica, fósforo y una disminución en los valores de pH, pero incrementos en el contenido de potasio. En el eje canónico 2, pudo observarse una tendencia al posicionamiento de las muestras procedentes de los sistemas mixtos (Mx) por sobre el eje 0 y de los sistemas agrícolas (A) por debajo del mismo, ocurriendo lo mismo con las situaciones de médanos. Expresando la condición de uso A menores contenidos de potasio que la situación Mx (Gráfico 1). Los coeficientes canónicos estandarizados determinaron que las variables con mayor poder discriminante para las condiciones de uso del suelo estudiadas fueron materia orgánica, fósforo y potasio.

Materia Orgánica (MO)

El 52% de las variaciones en el contenido de MO de los suelos de la en los suelos de la planicie medanosa del sur de Córdoba, fue explicado por la interacción entre las condiciones de uso y manejo del suelo y la profundidad, con un alto nivel de significancia estaística ($P < 0.001$); incluyéndose en el procesamiento un total de 483 datos. La situación natural (N) y la condición de médanos fijados con pastizales (Md) difirieron estadísticamente entre sí y de las situaciones

antropizadas. Los sistemas de producción agrícola (A) y mixtos (Mx) no presentaron diferencias entre sí para iguales profundidades (Gráfico 2). Lo que evidenció que el manejo efectuado sobre los sistemas de proucción mixtos reelevados en en la planicie medanosa, durante los períodos correspondientes a los ciclos agrícolas, fue semejante al realizado en los sistemas de producción puramente agrícolas; y que el tiempo destinado a las pasturas perennes y la ganadería, no es suficiente para lograr el recupero del componente orgánico perdido en el perfil durante los ciclos agrícolas. En términos relativos, las condiciones A y Mx presentaron de 0-5 cm el 45% y 49% del contenido orgánico de la condición natural, referente del mínimo deterioro; de 5-10 cm el 53% y 60%; y de 10-20cm, el 66% y 72%.

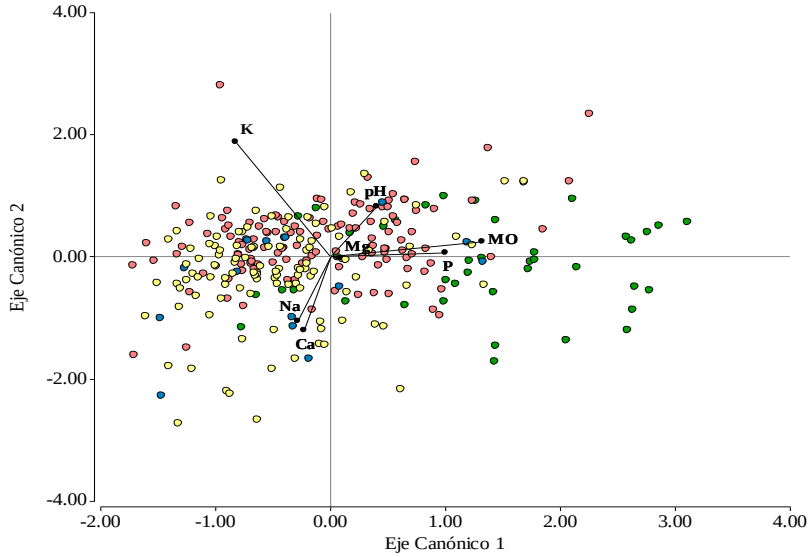


Figura 1. Representación de las observaciones de en el espacio discriminante. Círculos verdes: situación natural (n); círculos amarillos: sistemas agrícolas (a); círculos rojos: sistemas mixtos (mx); círculos azules: médanos fijados con pastizal (md). Mo: materia orgánica; ph: ph 1:2.5; p: fósforo; na: sodio; mg: magnesio; ca: calcio; k: potasio.

Las mermas en la MO de los sitemas de producción mixta, fuernon semejantes a las encontradas por Hevia *et al.* (2004) al comparar suelos similares a los estudiados, en la Región Pampeana Semiárida Argentina (RPSA), bajo sistemas mixtos y de monte de caldén pastoreado extensivamente. Mientras que los contenidos de MO relativos encontrados en las situaciones con uso agrícola fueron similares a los presentados por López Fourcade *et al*. (2008) en la región de la Pampa Medanosa. Tanto en los sistemas de producción mixtos como en sistemas agrícolas puros existió un efecto detrimental sobre el contenido del componente orgánico de los suelos. En ambos casos, por debajo del valor umbral del 3% a partir

Profundidad	Uso del Suelo	MO (%)
0-5 cm	Natural	4.75 a
0-5 cm	Mixto	2.36 b
0-5 cm	Agrícola	2.15 b
0-5 cm	Médano	1.61 c
5-10 cm	Natural	2.26 b
5-10 cm	Mixto	1.37 cd
5-10 cm	Agrícola	1.20 cd
5-10 cm	Médano	0.86 e
10-20cm	Natural	1.40 cd
10-20cm	Mixto	1.02 de
10-20cm	Agrícola	0.93 e
10-20cm	Médano	0.50 f

Medias con letras distintas son estadísticamente diferentes (p<0.05)

Tabla 4. Medias del contenido de materia orgánica a diferentes profundidades y bajo diferentes condiciones de uso del suelo.

del cual un suelo se torna susceptible a la erosión eólica en regiones semiáridas (Buschiazzo y Aimar, 2003).

El contenido de MO de los sistemas de producción agropecuarios, a partir de los 5 cm de profundidad, fue similar al contenido orgánico de un médano recuperado con pastizales en sus capas superficiales. Corroborando los resultados obtenidos a través del análisis discriminante canónico, que denotaron la pérdida de la MO por parte de los sistemas productivos estudiados. Cabe mencionar que los contenidos de MO en superficie de un médano recuperado con pastizal

en la región son muy superiores a los de un médano vivo (0,16%) (López Fourcade *et al.*, 2008), a causa del aporte generado por la biomasa radicular del pastizal en los primeros estratos del perfil (Tabla 1).

El análisis de correlación para materia orgánica en función de la profundidad mostró diferencias estadísticas entre las tasas de disminución de la MO con el incremento de la profundidad debidas al uso del suelo (Gráfico 3). La tasa de disminución de la materia orgánica para las situaciones antrópicas y de médanos no presentó diferencias estadísticas (Gráfico 3). El aporte orgánico de las raíces de los pastizales en los médanos llega a una mayor profundidad que en los

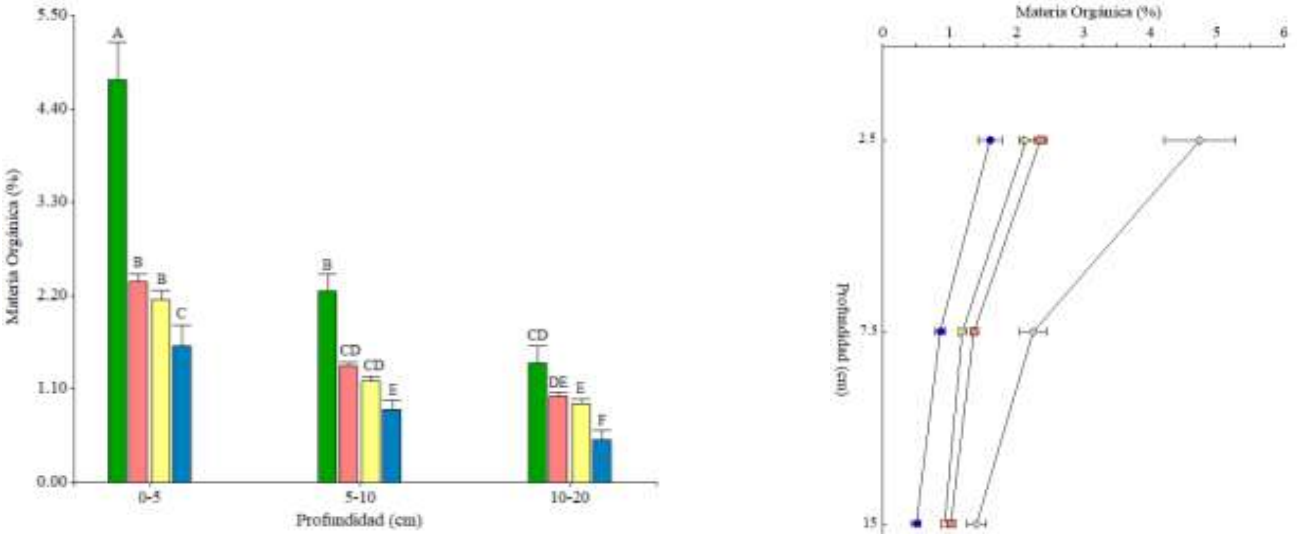


Figura 2 (izquierza) Variación de la materia orgánica (%) en función de la profundidad para diferentes usos del suelo. Barras verdes: situación natural; rojas: sistemas mixtos; amarillas: sistemas agrícolas; azules: médanos fijados. Medias con letras distintas son estadísticamente diferentes (P<0.05). **Figura 3 (derecha)** Variación de la tasa de distribución de la materia orgánica en función de la profundidad para diferentes usos del suelo. Símbolos verdes: situación natural; rojos: sistemas mixtos; amarillos: sistemas agrícolas; azules: médanos fijados.

montes, pero la materia orgánica se ve más expuesta en una situación sin protección de la estructura ni de la vegetación, con mayores variaciones en la temperatura y mayor mineralización.

Potasio (K)

Con un total de 300 datos analizados, el 70% de la variabilidada en el contenido de K fue explicado por la interacción entre uso y profundidad del suelo, mostrando diferencias altamente significativas (p<0.001).

Tabla 2. Medias del contenido de K (%CIC) a diferentes profundidades y bajo diferentes condiciones de uso del suelo.

Profundidad	Uso del Suelo	K (%CIC)
0-5 cm	Natural	1.73 b
0-5 cm	Mixto	2.59 a
0-5 cm	Agrícola	2.50 a
0-5 cm	Médano	1.05 c
5-10 cm	Natural	0.36 f
5-10 cm	Mixto	0.69 d
5-10 cm	Agrícola	0.62 de
5-10 cm	Médano	0.52 ef

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0.05)

Los valores medios encontrados para K (% Capacidad de Intercambio Catiónico [CIC]) en los suelos relevados inferiores 2.5%, valor por debajo del cual se considera bajo el porcentaje e saturación con K para suelos con CIC hasta 10meq/100grs.Suelo (Melgar y Díaz Zorita, 1997). Probablemente debido a la composición del material de génesisis de estos suelos, con bajos contenidos de arcillas y altos porcentajes de arenas, hipótesis que surge de los contenidosd de K encontrados en la situación representativa de aquella que fuera la originaria (Tabla 2). Los sistemas de producción agrícola (A) y mixta (Mx) fueron los que presentaron mayor proporción de la CIC ocupada por K, siendo los sistemas de producción mixta los que alcanzaron la media más alta. Diferenciándose ambos estadísticamnete de la condición natural (N) y del médano bajo pastizal (Md). La situación Md fue la que presentó el menor porcentaje de la CIC ocupadas por K.

En la capa subsuperficial de 5-10 cm, el sistema agrícola no presentetó diferencias con el médano bajo pastizal. Siendo la condición natural la que presentó menores contenidos en profundidad y evidenciando el bajo contenido del nutriente en los suelos de la región de estudio. El potasio es una variable muy asociada a las diferencias texturales y a los materiales originarios de los suelos, por lo tanto la variabilidad presente entre las situaciones relevadas será analizada con mayor detalle en estudios posteriores.

Fósforo Extractable (P)

El comportamiento de la variable P fue analizado a través del procesamiento de 463 datos. Encontrándose que el 39% de la variabilidad del contenido de P de los suelos en la planicie medanosa del sur de Córdoba fue debida al uso de la tierra y a la profundidad ($p<0.0001$); sin diferencias estadísticamente significativas atribuibles a la interacción entre ambos. El contenido medio de P de la situación natural (N) se encontró muy por encima del de las demás situaciones de uso, denotando una clara pérdida del nutriente en los sistemas productivos estudiados. En segundo lugar, se posicionaron los sistemas mixtos (Mx) que no difirieron significativamente de los agrícolas, pero sí del médano bajo pastizal (Gráfico 5). Mientras que las situaciones agrícolas no lo hicieron, situación que expone la pérdida de P respecto de situación de referencia del mínimo deterioro. Las situaciones A presentaron contenidos medios de fósforo extractable similares a los encontrados en la condición referente al máximo deterioro (Md) (Tabla 3), exhibiendo la riqueza en contenido de P del material originario. Los valores medios encontrados para las situaciones antrópicas fueron cercanos a los determinados por Bongiovanni *et al.* (2010) en el Dpto. Gral. Roca. Estos autores encontraron un valor medio de fósforo extractable de 18,4 ppm con un 45% de sus muestras superando los 20 ppm. El contenido de fósforo extractable de los usos relevados se encontró en promedio por encima del nivel crítico establecido para maíz en la región Pampeana 15-16 mg/kg (García *et al.*, 2007) hasta los 5 cm de profundidad (Tabla 3). El P presentó diferencias significativas para las diferentes profundidades estudiadas, pudieron observarse mermas con la profundidad más marcadas en las situaciones A, Mx y Md, la condición N no mostró disminuciones abruptas con la profundidad. La gran variabilidad presente en el contenido de fósforo a diferentes estratos del perfil alerta sobre la necesidad de la ejecución de los muestreos en forma estratificada.

Tabla 3. Medias del contenido de fósforo extractable del suelo a diferentes profundidades y bajo diferentes condiciones de uso.

Uso del Suelo	Profundidad	P (Ppm)
Agrícola	0-5 cm	19.60
Agrícola	5-10 cm	13.01
Agrícola	10-20 cm	7.93
Médano	0-5 cm	21.63
Médano	5-10 cm	12.63
Médano	10-20 cm	8.53
Mixto	0-5 cm	22.97
Mixto	5-10 cm	14.77
Mixto	10-20 cm	9.88
Natural	0-5 cm	31.58
Natural	5-10 cm	30.07
Natural	10-20 cm	21.92

CONCLUSIONES

La variable más sensible al uso del suelo en la región de estudio fue el contenido de materia orgánica. En términos relativos, las situaciones de uso agrícola (A) y mixto (Mx) presentaron en promedio el 54% y 60%, respectivamente, del contenido orgánico de la condición de referencia del mínimo deterioro. El contenido de materia orgánica de los sistemas de producción agropecuarios de la planicie medanosa del sur de Córdoba, a partir de los 5 cm de profundidad, fue similar al contenido orgánico de un médano recuperado con pastizales en sus capas superficiales. Y sus tasas de disminución con la profundidad fueron similares. Los valores medios encontrados para K (% CIC) en los suelos relevados se encontraron por debajo del 2.5%, exponiendo la baja saturacion del complejo de cambio con K de estos suelos y una probable limitación en la disponibilidad de este nutriente en la región. El contenido medio de P de la situación natural (N) se encontró muy por encima del de las demás situaciones de uso, denotando una clara pérdida del nutriente en los sistemas productivos estudiados. Las situaciones agrícolas presentaron contenidos medios de P similares a los encontrados en la condición referente al máximo deterioro (Md). Los contenidos medios de fósforo extractable de la capa superficial fueron altos, existiendo gran variabilidad entre las diferentes profundidades de muestreo en los sistemas de producción agropecuaria estudiados. Esta variabilidad espacial en profundidad de todos indicadores estudiados marca la necesidad de planificar los muestreos de suelo en forma estratificada.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio se realizó con fondos del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (CONICET), de la Universidad Nacional de Río Cuarto (UNRC), del Ministerio de Agricultura y Ganadería de la provincia de Córdoba y de la Fundación Maní Argentino.

BIBLIOGRAFÍA

- Bongiovanni, M.D.; R. Marzari y M. Ron. 2010. Fósforo disponible en suelos agrícolas del sur de Córdoba y sudeste de San Luis. Actas del XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Rosario.
- Bray, R.H. & LT Kurtz. 1945. Determination of total organic and available form of phosphorus in soil. Soil Sci. 59:39-45.
- Buschiazzo D.E. y S.B. Aimar. 2003. Erosión eólica: procesos y predicción. En: Golber A.D. y A.G. Kin (Ed.). Viento, Suelo y Plantas. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina.
  Buschiazzo,D.E, H.D. Esterlich, S.B. Aimar, E. Viglizzo, and F.J. Babinec. 2004. Soil texture and tree coverage influence on organic matter.J. Range Manage.57:511-516.
- Carignano C. A., D. Kröhling, S. Degiovanni, M. Ciocale. 2014. Geomorfología. Relatorio del XIX Congreso Geológico Argentino: Geología y Recursos Naturales de La Provincia de Córdoba. 747 - 821 pp.
- Cruzate G. y R. Casas. 2012. Extracción y balance de nutrientes en los suelos agrícolas de Argentina. Informaciones agronómicas de Hispanoamérica. 6:7-14pp. IPNI Cono Sur. Acassuso, Bs. As., Argentina.
- Degioanni A., H. Gil., V. Becerra, E. Bonadeo, J.D. De Prada, J.M. Cisneros, A. Diez, L. Bergesio, J.A. Cantero. 2013. Informe Técnico: Cultivos, Uso y Manejo de los Suelos en el sur de Córdoba. Enseñanzas de la sequía 2011-2012. Servicio de Conservación y Ordenamiento de Tierras (SeCoyOT). Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto, 23pp.
- De Prada y J. Penna (Eds.) 2007. Percepción económica y visión de los productores agropecuarios de los problemas ambientales en el sur de Córdoba, Argentina. Universidad Nacional de Río Cuarto - INTA. 94 pp.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. 2017. InfoStat versión 2017. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- García, F.O., Picone, L.I., y Berardo, A. 2007. Fósforo. En: Echeverría, H.E; García, F.O. (Eds). Fertilidad de Suelos y fertilización de Cultivos. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina. pp: 99-121.
- Gorgas, J. y Tassile, J. (eds.) 2006. Recursos Naturales de la Provincia de Córdoba: Los Suelos. Nivel de Reconocimiento 1:500.000. Agencia Córdoba Ambiente DACYT-SEM, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria EEA Manfredi. Córdoba, Argentina.
- Hevia G.G., Buschiazzo D.E. y M. Díaz Raviña. 2004 Carbono Orgánico, Nitrógeno y Carbohidratos totales en suelos de la Región Semiárida Argentina. XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo: 68. Asociación Argentina de Suelos. Paraná, Argentina.
- Lattanzi, A.; Arce, J.; Marelli, H.; Lorenzon, C.; Baigorria, T. 2010. Efecto de largo plazo de la siembra directa y de rotaciones de cultivos sobre los rendimientos, el carbono y nitrógeno orgánico en un suelo argiudol típico en Marcos Juárez. Congreso AAPRESID. Rosario.
- López Fourcade, R.; C. Clérici; J.M. Cisneros; C. Cholaky. 2008. Evaluación de la degradación de los suelos de la pampa medanosa frente a los cambios de uso actuales. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de los Funes (San Luis), 13-16 Mayo 2008.
- Marelli, H. 2005. Presentación Seminario Internacional de Indicadores de Calidad de suelos, Abril 2005.
- Melgar R. y M. Díaz Zorita. 1997. La fertilización de cultivos y pasturas. Ed. Hemisferio Sur. Bs As. 259 p.
- Nelson, D. W. And L. E. Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. En: Page, AL; RH Miller & DR Keeney (eds.). Methods of Soil Analysis, Part 2. 2nd ed. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, Winscosin. 539-579 pp.
- Nelson, D.W. & L.E. Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. Methods of Soil Analysis, Part 2. ASA 9, 2ºedition.
- Panigatti, J.L. 2010. Argentina: 200 años 200 suelos. Ed. INTA Buenos Aires.345pp.
- Schmidt, E. y N. Amiotti. 2016. Indicadores de calidad edáfica bajo sistemas de agricultura conservacionista en la Región Pampeana Semiárida Sur. XXV Congreso Argentino De La Ciencia Del Suelo "Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo" Río Cuarto, 27 de Junio - 01 de Julio de 2016.
- Shukla, M; R Lal & M Ebingerb. 2006. Determining soil quality indicators by factor analysis. Soil Till. Res. 87: 194-204.

C4P18. RESIDUOS DE LA PRODUCCIÓN GANADERA INTENSIVA Y LA FERTILIDAD DE SUELOS

Cabello, M.J.; Iribarren, M.A.; Barrenechea, V.; Balbi, L.; Marchetti, S. y Correa, A.

Subsecretaría de Ganadería, Ministerio de Agroindustria. Av. Paseo Colon 982, CABA. mcabello@magyp.gob.ar

RESUMEN

Dado que en el país existe un balance negativo de los nutrientes del suelo debido a las bajas tasas de reposición y que se evidencian pérdidas del 36% al 53% de MO al comparar los suelos agrícolas con situaciones originales. Sumado a la problemática de las producciones porcinas y bovinas para carne intensiva sobre el tratamiento y destino de los residuos orgánicos que se generan en los establecimientos de las principales provincias productoras de carne y granos del país. Se plantea como objetivo visibilizar las bondades y revalorizar a los residuos orgánicos de producciones porcinas y bovinas intensivas para la restauración de la fertilidad de los suelos a través de las acciones llevadas adelante por la Subsecretaría de Ganadería del Ministerio de Agroindustria (SSG). Para las producciones porcinas y bovinas para carne intensivas del país la SSG estableció acciones para atender la problemática. Estas acciones están dirigidas a la elaboración y difusión de documentos técnicos que brinden alternativas de manejo y uso de los residuos. Se encuentra en la etapa de difusión una guía de Buenas Prácticas de Manejo y Utilización de Efluentes Porcino y en el caso de los bovinos, se halla en proceso de elaboración de un documento de similares objetivos.

Palabras claves: Nutrientes, materia orgánica, Residuos orgánicos.

INTRODUCCION

En el país existe un balance negativo de los nutrientes del suelo dadas las bajas tasas de reposición, lo cual determina un creciente empobrecimiento en N, P, K, S, Ca y B, entre otros elementos esenciales suministrados por el suelo que anualmente son extraídos en la producción de granos en distintas proporciones. Las tecnologías empleadas en la agricultura de alta producción incrementan continuamente los rendimientos de los cultivos y con ello la tasa de extracción de nutrientes del suelo. (Cruzate y Casas, 2017)

Herrera & Rotondaro (2017) evaluaron las diferencias entre el stock de carbono entre los año 2000 y 2015en la Región Pampeana y extra-pampeana, y observaron que los niveles medidos para cada región coinciden con los reportados en el relevamiento realizado por Sainz Rozas *et al.* (2011) en suelos agrícolas. Ambos estudios reportaron pérdidas del 36% al 53% de MO al comparar los suelos agrícolas con situaciones originales.

Desde la Subsecretaría de Ganadería del Ministerio de Agroindustria (SSG) se considera de valor estratégico a los efluentes y estiércoles generados en las actividades ganaderas intensivas. Mientras estos materiales podrían verse como fuente de contaminación (suelos, agua y atmósfera) la SSG cambia la visión hacia un uso como aporte materia orgánica y nutriente para los suelos. Es así como su manejo y aplicación pasa a ser una estrategia tecnológica relevante en términos de calidad de suelo. La SSG tiene como estrategia darle valor al residuo orgánico de las producciones ganaderas intensivas a través del aporte de guías técnicas que valorizan su rol en la restauración de la fertilidad de los suelos de nutrientes y los contenidos de materia orgánica.

Según los registros oficiales se determinó, en el año 2017, la existencia de 1.574 establecimientos porcinos con más de 50 madres que enviaron a faena 5,9 millones de cabezas enviadas a faena dicho año siendo la gran mayoría producciones semi e intensivas. En cuanto a los registros de faena de bovinos de carnes se relevó que el 37% de la faena

total del año 2017 provenía de animales engordados en corrales. Estas producciones se concentran en las provincias de Buenos Aires, Córdoba, Santa Fe y Entre Ríos, coincidiendo con la principal zona productora de granos del país, coincidentes con la de mayor balance negativo de nutrientes (Cruzate y Casas, 2017).

El presente trabajo tiene como objetivo visibilizar las acciones llevadas adelante por la SSG para poner en valor las bondades de los residuos orgánicos provenientes de producciones porcinas y bovinas semi e intensivas para la restauración de la fertilidad de los suelos.

MATERIALES Y METODOS

Producciones Porcinas intensivas

Entre los años 2014 y 2015 a partir de un trabajo planteado desde la SSG se elaboró la guía de Buenas Prácticas de Manejo y Utilización de Efluentes Porcino. Dicha guía se diseñó y redactó a través de una consultoría externa que consolidó este documento técnico. Dicho documento se revisó entre el sector público y privado para alcanzar un contenido consensuado. En el año 2016 se publicó en formatos papel y digital siendo difundido entre diferentes asociaciones privadas y organismos públicos. Actualmente se accede al mismo en la website del Ministerio en la página de la SSG.

Producciones Intensivas de Bovinos para Carne

La estrategia de trabajo planteada para abordar la temática en las producciones de engorde a corral en bovinos para carne comenzó con la realización de un taller de expertos para recopilar y consensuar información relevante en la temática. En dicho taller se convocaron expertos de INTA, Cámara Argentina de Feedlot, Universidad de Buenos Aires, provincias y propios de la SSG. Con los resultados obtenidos se consensuó un documento técnico que establece posibles tratamientos y destinos de los residuos orgánicos generados en Feedlot.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la actualidad el tema se encuentra en diferentes etapas de desarrollo según la especie en consideración. En la Agenda de la SSG se están llevando a cabo estrategias de difusión de la guía de porcinos y se está trabajando en la elaboración de la guía de bovinos.

Producciones Porcinas intensivas

Durante el 2017 se distribuyeron 690 guías entre organismos del estado provincial y nacional, asociaciones privadas, productores y profesionales del sector. Dentro de los objetivos de la Guía se busca facilitar el entendimiento de los procesos y variables que impactan en la gestión ambiental de una granja porcina moderna, como así también de las alternativas tecnológicas disponibles para distintas problemáticas y escalas productivas. La guía se encuentra disponible en el website del Ministerio de Agroindustria para acceso público y gratuito de aquellos interesados en consultarla. La guía y el trabajo llevado adelante por la Subsecretaría fueron presentados en múltiples reuniones, jornadas y congresos nacionales e internacionales vinculados al sector porcino.

Producciones Intensivas de Bovinos para Carne

El taller de expertos (Julio 2017) tuvo como objetivo relevar la información disponible en el país sobre el manejo de estiércol y efluentes en feedlot y sus posibles destinos. En este taller se consolidó un documento sobre los posibles destinos de los residuos orgánicos del Feedlot en donde se destacó s el uso agronómico para el aporte de nutrientes y carbono al suelo. De sus conclusiones se obtuvieron las bases para la elaboración de un documento técnico

Continuidad en las tareas de la SSG

Se buscará convocar a expertos para la redacción de una guía de alternativas de usos y tratamientos de residuos que pueden llevar adelante los productores de engorde a corral de bovinos para carne. Las tareas plantean relevar el potencial aporte de producciones intensivas de porcinos y bovinos de carne en cuanto a materia orgánica y nutriente y continuar con la difusión de estas guías y llegar a tener una evaluación de su impacto.

CONCLUSIONES

A los efectos de lograr planteos agrícolas sustentables debemos trabajar dentro de la fase en que los suelos mantienen su calidad en un nivel adecuado. En esta fase, la práctica de la fertilización permite ingresar en un círculo virtuoso aumentando los rendimientos, acumulando mayor cantidad de residuos de cosecha, mejorando el aporte de carbono y afianzando las funciones ambientales de los suelos.

En este camino la estrategia de diseñar, elaborar y disponer a los productores y la comunidad interesada de guías técnicas y posibles manejos es parte de una estrategia más amplia para encadenar actividades productivas tan diferentes (granos, carnes, etc.) con productos y subproductos de las misma en beneficio de componentes ambientales como suelos sanos y menor carga contaminante en el resto de los componentes como agua, aire y biodiversidad.

BIBLIOGRAFÍA

- Herrera, A. y R. Rotondaro. 2017. Relevamiento de fertilidad de los suelos pampeanos ¿Qué nos dicen los análisis de suelo? Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica, Nro. 28.
- Sainz Rozas, H., H.E. Echeverría, y H.P. Angelini. 2011a. Niveles de materia orgánica y pH en suelos agrícolas de la región pampeana y extrapampeana argentina. Informaciones Agronómicas. 2:1-7.
- Cruzate, G.A. y R. R. Casas. 2017. Balance de nutrientes en los suelos agrícolas de la Argentina en la campaña 2015/16Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica, Nro. 28.
- Buryaile, R., R. Negri, R. Troncoso, D. Papotto, K. Lamelas, P. Millares. 2015. Buenas Prácticas de Manejo y Utilización de Efluentes Porcinos. http://www.agroindustria.gob.ar/sitio/areas/porcinos/informacion_interes/_archivos//000000_Buenas%20Pr%C3%A1cticas%20de%20Manejo%20y%20Utilizaci%C3%B3n%20de%20Efluentes%20Porcinos.pdf. (Fecha de consulta: 19/04/2018)

C4P19. DRENAJE SUBSUPERFICIAL EN UN ARGIUDOL ÁCUICO DE LA REGIÓN CENTRAL DE SANTA FE

Camussi, Germán.F.; Marano, Roberto.P. y Ghiberto, Pablo.

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Litoral. Kreder 2805. Esperanza. Argentina. germanfcamussi@yahoo.com.ar

RESUMEN

El dren topo es una alternativa de drenaje subterráneo para regiones en donde el grado de pendiente del terreno es relativamente plana, el suelo tiene alta proporción de arcilla, el clima es húmedo y por lo tanto, la ocurrencia de eventos hídricos extremos genera condiciones de anaerobiosis para los cultivos, con la consecuente pérdida de rendimiento. Para evaluar su funcionamiento se construyeron estos drenes en campo de productores de la región central santafecina, y en uno de ellos se montó una parcela experimental. Para el espaciamiento se aplicó la ecuación de Hooghoudt resultando una distancia de 4 m, en tanto la profundidad fue de 0,7 m. Se simularon lámina e intensidad de lluvia que fueron aplicadas sucesivamente y se midieron los volúmenes drenados. En la segunda de estas aplicaciones el agua de drenaje recolectada triplicó a la primera. Este comportamiento se encuentra relacionado con la humedad antecedente del suelo y con las grietas que genera el dren, las cuales parecen actuar como vías preferenciales para el recorrido del agua en profundidad. Esto último fue evidenciado debido a la coincidencia entre el inicio y fin de la infiltración y del drenaje. La profundidad de la capa freática osciló desde 1,3 m a 1,17 m durante el experimento, sin superar la profundidad de los drenes. Además, se demostró que el espaciamiento entre drenes adoptado es adecuado para drenar el exceso de agua aplicada.

Palabras claves: dren topo - Hooghoudt - infiltración

INTRODUCCIÓN

Los excesos hídricos, considerados por Cooley et al. (2006) como las amenazas naturales de mayor recurrencia, constituyen una de las principales causas de pérdidas de cultivos, tanto en sistemas agrícolas como en ganaderos, en regiones húmedas y en cuencas de llanura, donde las pendientes son pequeñas y por lo tanto el escurrimiento escaso debido a que la red de drenaje se encuentra poco desarrollada (Mescherikov, 1968; Fuschini Mejía, 1994). Dichos eventos, que son cada vez más frecuentes y de mayor intensidad (IPCC, 2012), generan condiciones de anaerobiosis para las raíces de los cultivos (Kozlowski, 1984), llevando a pérdidas parciales o totales, dependiendo de la intensidad del evento y de las prácticas de manejo de agua que posea el suelo.

La región de estudio, correspondiente al centro de la provincia de Santa Fe, se encuentra conformada por cuencas de llanura, cuyo clima es templado húmedo (Caceres, 1980), donde las precipitaciones anuales varían de 950 a 1250 mm; y en donde en los últimos 50 años se han dado eventos de excesos de precipitaciones generando importantes pérdidas económicas.

El drenaje subterráneo constituye un grupo de técnicas tradicionales desarrolladas y aplicadas para el control de excedentes hídricos y del nivel de la capa freática (Oosterbaan, 1994) en países como Holanda, Nueva Zelanda, Reino Unido, entre otros; siendo su uso necesario para evitar pérdidas productivas. Su aplicación en Argentina es limitado debido principalmente a la escasa información generada referida a condiciones de aplicabilidad y funcionamiento.

El dren topo es una práctica de drenaje subsuperficial que consiste en la construcción de galerías circulares (Cavelaars et al, 1994), denominadas drenes, a una profundidad del suelo en donde la textura posea más del 35% de arcilla, ya que su estabilidad dependerá de la presencia de dichas partículas. Para su confección se utiliza un implemento conformado por una reja o pierna montada sobre una estructura de un eje, la que se tracciona con un tractor y que realiza la apertura de un surco; en su extremo lleva sujetada por una cadena, una bala de 8 a 10 cm de diámetro la que es responsable de generar la forma cilíndrica del dren. Además del dren propiamente dicho, el implemento genera grietas en el suelo unidas al dren, lo que facilita la llegada de agua al mismo. Los espacios entre drenes se encuentran relacionados con la conductividad hidráulica de cada suelo y al gradiente hidráulico que se genere entre la ubicación del dren y el nivel freático; siendo que espaciamientos menores son más deseables debido a la baja estabilidad y por lo tanto durabilidad de estos drenes (Cavelaars et al, 1994).

La aplicación de dren topo constituye una técnica accesible por los productores de la región, lo cual la hace una práctica factible de desarrollar a gran escala, para lo que es necesario conocer previamente los efectos que su construcción genera sobre los cultivos. Para ello previamente es importante conocer cómo se mueve el agua en el suelo en presencia de drenes topos y en diferentes condiciones de manejo. El objetivo de esta investigación es evaluar el funcionamiento de dichos drenes, con la finalidad de generar información que permita determinar su aplicabilidad en diferentes situaciones. Las experiencias se comenzaron a realizar hace un año y actualmente se están montando nuevos ensayos que permitan evaluar diferentes situaciones de suelo, cultivo y manejo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El experimento se realizó en la localidad santafecina de Pilar, siendo sus coordenadas geográficas 31°24'32.89"S; 61°14'53.52"O; correspondiente a la cuenca del Arroyo Las Prusianas. El lote seleccionado tiene 500 m de largo y 163 m de ancho, totalizando 8,1 ha.

El suelo correspondió a un Argiudol ácuico serie Pilar (Carta de suelos de la República Argentina, 1991), cuyo horizonte Bt1 contiene 35% de arcilla y sus límites van desde ,30 a 0,70 m de profundidad.

La altimetría se realizó con gps geodésico con precisión media entre 1 y 3 cm en altura (z) y 1 cm en el plano. El instrumental que toma los puntos fue montado sobre una moto y se realizaron pasadas cada 30 metros, siendo la velocidad de 30 km h-1, relevándose un punto cada 2 segundos.

Para la construcción de los drenes se utilizó dren topo con pie de 8 cm y bala de 10 cm, siendo el grosor de la pierna de 2 cm. Para su arrastre se utilizó un tractor de 160 HP doble tracción.

Para determinar el espaciamiento entre drenes se aplicó la ecuación de Hooghoudt (1940) recomendada por la bibliografía para suelos homogéneos respecto la conductividad hidráulica (K) de los estratos, que considera el flujo radial y horizontal hacia los drenes:

$$q = \frac{8\,K\,d\,h + 4\,K\,h^2}{L^2}$$

Dónde:
q= descarga de los drenes por unidad de superficie (m/d).
L= espaciamiento entre drenes (m).
d (capa equivalente)= distancia desde los drenes hacia abajo (es decir en profundidad), que va a aportar agua a dicho dren.
h= altura de la capa de agua sobre el nivel de los drenes a media distancia entre dos de ellos (m).
K= conductividad hidráulica (m/d).

La descarga se estimó como la diferencia entre la precipitación de diseño y el escurrimiento obtenido a través del método de la curva número (USDA SCS, 1985). El valor de conductividad hidráulica fue obtenido por el método del pozo barrenado (Auger-Hole).

En el extremo final de los drenes se realizaron parcelas experimentales de 38,2 m2, en cuyos límites se construyeron bordos de 30 cm de altura, quedando en el centro de cada una un dren (Figura 1). Aguas abajo del mismo se realizó una excavación para tener acceso a dicho dren y colectar el agua drenada, colocándose un tubo de 10 cm de diámetro en la salida, a fin de evitar su erosión y poder colectar el agua drenada. El agua drenada fue colectada con recipientes aforados.



Figura 1: parcela experimental.

En las parcelas se instalaron freatímetros con acceso hasta 1,6 m de profundidad, y la medición se realizó con una sonda provista de circuito eléctrico. El contenido hídrico del suelo fue obtenido con sonda de capacitancia Divinner 2000 calibrada regionalmente, para lo que se instalaron tubos de acceso hasta 2 m de profundidad.

El funcionamiento del dren se evaluó aplicando dos láminas de agua a la parcela experimental, en forma consecutiva el mismo día simulando lámina e intensidad de lluvia para una probabilidad de excedencia de 0,2 (Tiempo de recurrencia de 5 años). El agua se condujo de forma presurizada utilizando una electrobomba y tuberías; mientras que la aplicación se hizo por superficie.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

- **Topografía y dirección de los drenes**

El grado de pendiente del terreno fue homogéneo (0,16%), los drenes se construyeron a favor de la pendiente y a una profundidad constante de 0,70 m (Figura 2), ya que a esta profundidad se encuentra la mayor proporción de arcilla.



Figura 2.a. Topografía y diseño de los drenes topo.



Figura 2.b. Construcción de los drenes.



Figura 2.c. Pozo de observación de un dren topo.



Figura 2.d. Dren topo.

- **Espaciamiento entre drenes**

El espaciamiento entre drenes obtenido fue de 4 m (Tabla 1), en coincidencia por lo recomendado por Cavelaars et al (1994). La precipitación de diseño fue de 115 mm y el valor obtenido de escurrimiento fue de 50 mm.

Tabla 1: descarga específica del dren (q); profundidad media de los drenes y de la capa freática; radio del dren (r); conductividad hidráulica del suelo (Kh); profundidad del hidro apoyo; y espaciamiento entre drenes (L).

q (m/d)	0,06
Profundidad media de drenes (m)	0,7
Profundidad media de capa freática (m)	0,5
r (m)	0,05
Kh (m/d)	1,13
Profundidad capa impermeable u hidro apoyo (m)	15
L (m)	4

- **Funcionamiento del dren**

Debido a que el método utilizado para aplicar agua no permitió reducir el caudal, la parcela quedó anegada, con una altura de agua de 0,1 m. El inicio del drenaje, durante la aplicación 1, ocurrió a los 40 minutos de iniciada, mientras que en la segunda, este proceso comenzó a los 20 minutos. El fin del drenaje coincidió en las dos aplicaciones con el final de la infiltración.

La profundidad de la freática antes de realizar las aplicaciones se encontraba a 1,3 m, aumentando 0,07 m 1 h después de iniciada la prueba. Luego se mantuvo a 1,17 m de profundidad, es decir 0,13 m por encima de su nivel al momento de iniciar la aplicación.

La humedad volumétrica del suelo previo a la aplicación de agua fue, en promedio en 1 m, de 0,38 m3 m-3; mientras que desde 1 m hasta 1,6 m fue de 0,4 m3 m-3. Si bien el suelo no se encontraba saturado, los valores de humedad fueron altos debido a las precipitaciones ocurridas durante los días previos a la experiencia.

Una de las principales diferencias obtenidas entre aplicaciones fue el volumen drenado, siendo 3,4 veces mayor en la segunda aplicación respecto de la primera (tabla 2). Este comportamiento puede deberse a la humedad antecedente del suelo, es decir, que cuando el suelo se encuentra más seco y comienza a aplicarse agua, inicialmente se da el proceso de infiltración, recargando el perfil, y quedando retenida en los micro poros. Robinson y Beven (1983) confirman este comportamiento dado que determinaron un desfasaje de 1,5 h entre el centroide del hietograma y el caudal máximo del dren, cuando el suelo se encontraba más húmedo en comparación con uno inicialmente seco. Cuando el suelo alcanza la capacidad de campo, el agua comienza a dirigirse rápidamente hacia el dren; lo cual solo es posible por la existencia de vías preferenciales, denominadas grietas o fisuras, que corresponden a grandes espacios de aire, donde el agua se mueve por gravedad, y las que fueron formadas por el paso del dren y por fenómenos de expansión – contracción, característico de los horizontes arcillosos. Ritchie et al., 1972 y Bouma and Dekker, 1978, citados por Robinson y Beven (1983) confirman la existencia de dichas grietas y el movimiento del agua a su través a partir de su estudio con soluciones con colorantes. Por el contrario, no podría hacerlo a través de la matriz del suelo dado la baja permeabilidad del horizonte Bt1 (Robinson y Beven, 1982).

Tabla 2: superficie de la parcela, láminas y volumen aplicados, caudal, tiempo de aplicación, intensidad de la lluvia y volumen drenado, durante dos aplicaciones de agua a la parcela experimental.

	Aplicación 1	Aplicación 2
Superficie de la parcela (m2)	38,28	38,28
Lamina (mm)	46,5	60
Volumen aplicado (L)	1780	2297
Caudal (L/s)	0,69	0,65
Tiempo de aplicación (min)	43	57
Intensidad de lluvia simulada (mm/h)	65	65
Volumen drenado (L)	90	307

El hecho de que el fin de la infiltración coincida aproximadamente con el fin del drenaje, estaría indicando que el espaciamiento entre drenes de 4 m sería adecuado ya que las grietas habrían alcanzaron a la totalidad de la parcela

experimental. Por otra parte, la mayor cantidad de agua drenada en la segunda aplicación se debería a que el potencial de agua de la matriz del suelo fue superior al de las grietas.

Considerando que la porosidad efectiva es 0,07 m3/m-3 (Marano et al., 2009), y que la profundidad de la freática luego de aplicar aumento 0,13 m; las aplicaciones habrían aportado a la misma 9,1 mm. Además el dren topo permitió evacuar aproximadamente 10 mm y el suelo se recargó 10 mm más.

CONCLUSIONES

- La humedad antecedente del suelo afecta la cantidad de agua drenada por el topo, siendo mayor, cuanto más húmedo se encuentre el mismo.
- Existen vías preferenciales para el movimiento de agua en el suelo, razón por la cual el final de la infiltración en la parcela coincidió con el fin del drenaje en el topo.
- Espaciamientos entre drenes de 4 m son adecuados para las condiciones de suelo y clima donde se desarrolló la experiencia, lo que quedó demostrado con la coincidencia en tiempo entre el fin de la infiltración en la totalidad de la parcela con el final del drenaje.

AGRADECIMIENTOS

A los integrantes de la Cooperativa Guillermo Lehmann por su colaboración en la realización de los trabajos de instalación de los drenes y las parcelas experimentales; como así también por facilitar maquinaria para llevar a cabo las pruebas de drenaje.

BIBLIOGRAFÍA

- Caceres, Liliana M. 1980. Caracterización climática de la provincia de Santa Fe. M.A.G.
- Carta de suelos de la República Argentina, 1991. Hoja 3160-26 y 25 Esperanza- Pilar. Disponible en http://visor.geointa.inta.gob.ar/?p=96.
- Cavelaars, J.C.; Vlotman, W.F. y Spoor, G.. 1994. Subsurface Drainage Systems. En: H.P.Ritzema (Ed.), Drainage Principles and Applications. International Institute for Land Reclamation and Improvement (ILRI), Publication 16, second revised edition, p. 827-928. Wageningen, The Netherlands. ISBN 90 70754 3 39.
- Cooley, H.; Katz, D.; Lee, E.; Morrison, J.; Palaniappan, M.; Samulon, A. y Wolff, G., 2006. The World's Water. The Biennial Report on Freshwater Resources 2006 -2007. In: Acid (Ed.).Pacific Institute for Studies in Development, Environment, and Security.
- Fuschini Mejía, M. 1994. El agua en las llanuras. UNESCO - Programa Hidrológico Internacional. 58 p. Montevideo.
- Hooghoudt, S.B., 1940. Algemeene beschouwing van her probleem van de detailontwatering en de infiltratie door middel van parallel loopende drains, greppels, slooten en kanalen. Versl. Landbouwk. Onderz., 46(14) B. 's Gravenhage.
- IPCC, 2012. Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Field, C.B., V. Barros, T.F. Stocker, D. Qin, D.J. Dokken, K.L. Ebi, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, G.-K. Plattner, S.K. Allen, M. Tignor, and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA, 582 pp. Disponible en https://www.ipcc.ch/pdf/special-reports/srex/SREX_Full_Report.pdf
- Kozlowski T.T., 1984. Flooding and Plant Growth. Academic Press, pp. 356.
- Marano, R.P.; Miretti M. C.; Serafín N.; Rossi M.; Rodríguez L. 2009. Dinámica hídrica y recarga de un acuífero libre en condiciones de lluvia extraordinaria en el centro de la provincia de Santa Fe. Asociación Internacional de Hidrogeólogos, Grupo Argentino 1º ed 33-41, ISBN 978-987-1082-39-1 VI Congreso Argentino de Hidrogeología, Santa Rosa, La Pampa.
- Mark Robinson y Keith J. Beven. The effect of mole drainage on the hydrological. Response of a swelling clay soil. Institute of Hydrology, Wallingford, Oxon OXI O 8BB (Great Britain)Journal of Hydrology, 64 (1983) 205—223. Elsevier Science Publishers B.V., Amsterdam -- Printed in The Netherlands

- Mescherikov, Y., 1968. "Plains". Encyclopaedia of Geomorphology. Ed. Fairbridge. Dowden, Hutchinson & Ross. Stroudsbourg, USA: 850-855.
- Oosterbaan, Ronald. 1994. Agricultural Drainage Criteria. En: H.P.Ritzema (Ed.), Drainage Principles and Applications. International Institute for Land Reclamation and Improvement (ILRI), Publication 16, second revised edition, p. 635-689. Wageningen, The Netherlands. ISBN 90 70754 3 39.
- USDA SCS (United States Department of Agriculture Soil Conservation Service). 1985. National Engineering Handbook, Section 4. Hidrology U.S. Government. Printing Office. Washington DC.

C4P20. MODIFICACIONES EN EL PAISAJE RIBEREÑO DE LOS RIOS SAN FRANCISCO Y EL ABRA EN EL PERIODO 2016-2017

Carreras Baldrés, Javier I.; Fandos, Carmina; Soria, Federico y Scandaliaris, Pablo.

Estación Experimental Agroindustrial "Obispo Colombres" Avenida William Cross 3150. Tucumán. Argentina. jcarreras@eeaoc.org.ar

RESUMEN

Las relaciones entre los elementos geomorfológicos, antrópicos y los cambios del cauce y erosiones en las márgenes de los ríos pueden ser problemáticos debido a la multiplicidad de factores que contribuyen al cambio, la variación intrínseca del río y las amplias escalas espaciales y temporales en las que actúan dichos sistemas. El sur de Tucumán y el este de Catamarca sufrieron, en los últimos años, importantes precipitaciones en las cuencas altas de sus principales ríos, generando crecidas que ocasionaron modificaciones importantes en los cauces de ríos, daños a las poblaciones vecinas y a los campos cultivados. Los efectos fueron potenciados por procesos de ocupación del territorio, principalmente desmontes agrícolas e indebidos manejos de los cauces fluviales y la falta de preparación de las áreas urbanas y la infraestructura para soportar esos procesos. El objetivo de este trabajo fue cuantificar la superficie modificada en el cauce de los ríos San Francisco y El Abra entre los años 2016 y 2017, diferenciando la superficie afectada sobre bosque nativo de ribera y sobre tierras destinadas a cultivos. El trabajo se realizó aplicando diferentes técnicas de procesamiento a imágenes satelitales e incorporación de los resultados a un SIG. Para el río San Francisco se constataron 250 ha perdidas de cobertura de bosque nativo de ribera y 550 ha de cultivos, lo que representa una ganancia de tierras por parte del río de 800 ha. Para el río El Abra, la pérdida de cobertura de bosque nativo de ribera alcanzó 130 ha, mientras que 320 ha se perdieron de cultivos, con una ganancia del río de 450 ha en total. Las pérdidas de ambos tipos de superficie se dieron en todo el recorrido de los dos ríos, concentrándose el fenómeno con mayor superficie en las áreas aguas abajo y en la unión de los dos cauces.

Palabras claves: Teledetección, SIG, desmonte

INTRODUCCIÓN

El conjunto de componentes espaciales del paisaje ha sido condicionado históricamente por actuaciones socioeconómicas, políticas, culturales y cambios medioambientales globales, por lo tanto es necesario considerar al paisaje como un ente dinámico en términos de los patrones espaciales, estructurales y funcionales. La pérdida del hábitat, de la diversidad biológica, la capacidad productiva de los ecosistemas, el desarrollo y su evolución espaciotemporal, son aspectos directamente relacionados y condicionados por esta realidad.

Existen tensiones externas sobre los equilibrios naturales frágiles, y muy particularmente la creciente presión del hombre sobre los elementos estabilizadores de la estructura de los ecosistemas (Capel Molina, 1996). Los sistemas fluviales no están exentos de tales influencias. En concreto, las relaciones entre los elementos geomorfológicos y antrópicos y los cambios del cauce y erosiones en las márgenes de los ríos pueden ser problemáticos debido a la multiplicidad de factores que contribuyen al cambio, la variación intrínseca del río en su forma y procesos y las amplias escalas espaciales y temporales en las que actúan dichos sistemas (Wallick et al., 2007).

Los factores que originan los ajustes y cambios morfológicos del cauce pueden deducirse a partir de la respuesta del propio cauce. Dichos factores incluyen a su vez cambios naturales en los regímenes de caudales y sedimentos, y cambios antropogénicos tales como la estabilización de las márgenes y la regulación de la corriente. La respuesta geomórfica de los ríos a estos factores se manifiesta a través de cambios en la geometría y trazado del cauce (Conesa Garcia et al., 2012).

Los factores responsables de los cambios del cauce son numerosos y bien conocidos, e incluyen modificaciones en el régimen de caudal, erosionabilidad de las márgenes o aportes de sedimentos. Si hacemos foco en el factor de erosibilidad de las márgenes de los ríos, la deforestación ribereña juega un papel de gran importancia, mediante la pérdida de fuerza de las raíces, lo que conduce al ensanchamiento creciente del cauce y a su migración (Rowntree y Dollar, 1999). A estos factores debemos sumar los fenómenos de crecidas extraordinarias de los caudales, debido a precipitaciones con valores por encima de los promedios para la época lluviosa para esa región.

El sur de la provincia de Tucumán y el este de la provincia de Catamarca, sufrieron en los últimos años, importantes aportes de precipitaciones en las cuencas altas de sus principales ríos, generando crecidas que ocasionaron modificaciones importantes en los cauces de estos ríos, daños a las poblaciones linderas y a los campos de cultivos. Ejemplo del fenómeno mencionado se produjo en los ríos San Francisco y El Abra. Ambos ríos presentan orientación

suroeste-noreste, atraviesan el pedemonte, la llanura de las provincias de Tucumán y Catamarca, desembocan en el río Marapa y terminan su recorrido en la provincia de Tucumán en el embalse de Río Hondo.

Los efectos fueron potenciados por procesos de ocupación del territorio, principalmente los desmontes agrícolas e indebidos manejos de los cauces fluviales y la falta de preparación de las áreas urbanas y la infraestructura para soportar esos procesos naturales. (Adler, 2017).

Los satélites de observación de recursos naturales permiten realizar un seguimiento de las áreas agrícolas ofreciendo información en forma precisa y en tiempo real. El estudio de la información satelital utilizando técnicas de análisis cuantitativo y sistémico como los Sistemas de Información Geográfica (SIG), posibilita la detección y análisis de cambios territoriales.

El objetivo de este trabajo fue cuantificar la superficie modificada en el cauce de los ríos San Francisco y El Abra entre los años 2016 y 2017, diferenciando la superficie afectada sobre bosque nativo de ribera y sobre tierras destinadas a cultivos, mediante la utilización de sensores remotos y SIG.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se ubica en la zona sur de Tucumán y en el sector este de Catamarca. Entre los paralelos 27º48´´ y 28º10´´S y los meridianos 65º35´´ y 65º21´´O. Abarca parte de la gran cuenca del rio Marapa de Tucumán, donde los Ríos San Francisco y El Abra, aparecen como importantes tributarios (Figura 1 A). Si bien estos ríos poseen cuencas de gran superficie e importancia, el área de estudio se centralizó desde el dique de Sumampa para el caso del río San Francisco, y desde el dique La Cañada, para el río El Abra, hasta la desembocadura de ambos en el río Marapa (Figura 1 B).

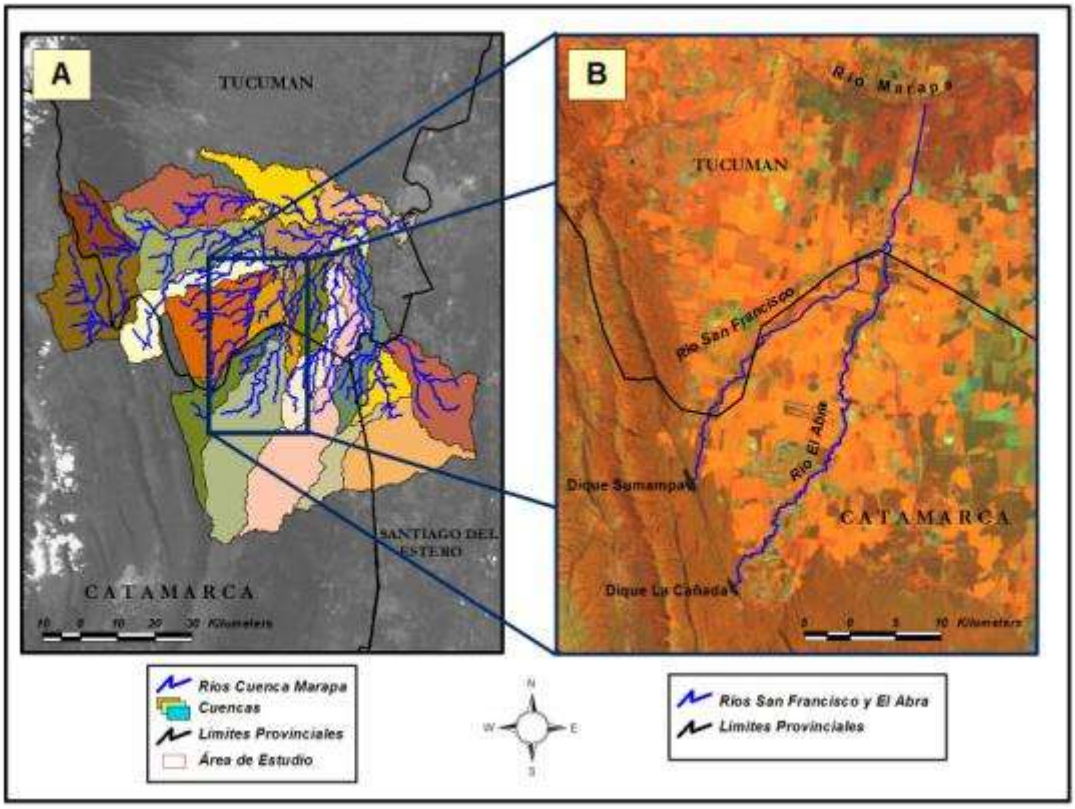


Figura 1: Situación relativa del área de estudio. A: Cuenca del río Marapa. B: Detalle del área de estudio

El trabajo se realizó aplicando diferentes técnicas de procesamiento de imágenes satelitales y tratamiento SIG. Se utilizaron dos imágenes satelitales Landsat 8 OLI (escenas 231/78, resolución espacial 30m); con fechas de octubre de 2016 y agosto de 2017.

Las etapas seguidas en el trabajo se detallan a continuación:

- Corrección geométrica de imágenes satelitales, utilizando el sistema de proyección POSGAR 94, con Datum WGS 84.

- Digitalización de los ríos San Francisco y El Abra sobre la imagen 2016.
- Generación de áreas de influencia (buffer) de 1000 metros a cada lado del eje central de los ríos San Francisco y El Abra
- Recorte de la imagen, para restringirla al área de estudio, utilizando como máscaras los buffer de 1000 m para cada lado de la línea central del cauce del río.
-Análisis visual detallado de las imágenes.
-Análisis digital, aplicando la metodología de análisis multitemporal de imágenes categorizadas (Chuvieco, 2000). Para ello, en primera instancia se realizó una clasificación no supervisada (ISODATA) a cada una de las imágenes por separado. Seguidamente ambas capas temáticas fueron recodificadas para reducir los números de clusters de cada clasificación individual a algunos conjuntos predeterminados (Buzai y Bazendale, 2006). Posteriormente se integraron las coberturas temáticas realizando un análisis SIG, para ellos se superpusieron las dos capas raster identificando áreas que cumplían determinadas condiciones: presencia de áreas con monte natural o tierras dedicadas a la actividad agrícola-ganadera en los años analizados dentro del área buffer en las riberas de los ríos analizados
-Elaboración de mapa temático indicando el avance de la frontera agrícola ganadera en el período considerado.
-Se utilizaron los softwares ERDAS Imagine, versión 8.4, y ArcGis versión 9.0.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Precipitaciones en el área de estudio

Durante los meses de febrero y principalmente marzo del año 2017, se produjeron abundantes lluvias en las llanuras del sur tucumano y en las cuencas adyacentes de la provincia de Catamarca. Estas precipitaciones presaturaron las cuencas que conforman la cuenca principal del Río Marapa en Tucumán, con valores que superaron altamente los registros históricos de la zona.

El río San Francisco creció en forma extraordinaria durante este periodo, producto de crecidas muy importantes, en especial del río del Abra (como su principal tributario), originadas en su cuenca alta (estimándose que el caudal vertido pudo haber superado los 500m3/s). Ese caudal extraordinario fue el principal motor de la potencia erosiva del río San Francisco (Adler, 2017).

Si se comparan los registros de los periodos 2015/2016 y 2016/2017 para las estaciones meteorológicas de Los Altos, Rumi Punco, La Rinconada y Bajastine (estaciones meteorológicas de la EEAOC, ubicadas geográficamente en la cuenca media de los ríos San Francisco y El Abra), se puede observar que las precipitaciones acumuladas para las dos temporadas no tuvieron grandes diferencias entre sí (Figuras 2 y 3). Para la temporada 2015/ 2016 los registros dieron muestra de valores cercanos a los 1.000 mm acumulados, mientras que para el periodo 2016/2017, los valores alcanzaron los 900 mm aproximadamente. Estos dos años registraron record en comparación a los años anteriores, donde el acumulado no superaba para esta región los 550 mm.

Si bien el periodo 2015/2016 alcanzó valores mayores al 2016/2017, la diferencia radica en la concentración de los registros más altos de precipitaciones en los meses de febrero a abril de 2017, siendo marzo el que tuvo registros históricos de concentración de precipitaciones para estas regiones. Esta acumulación de lluvias en un corto periodo de tiempo, fue el principal motor de erosión de los ríos de esta cuenca; provocado por la saturación de los cauces y el desprendimiento de sedimentos.

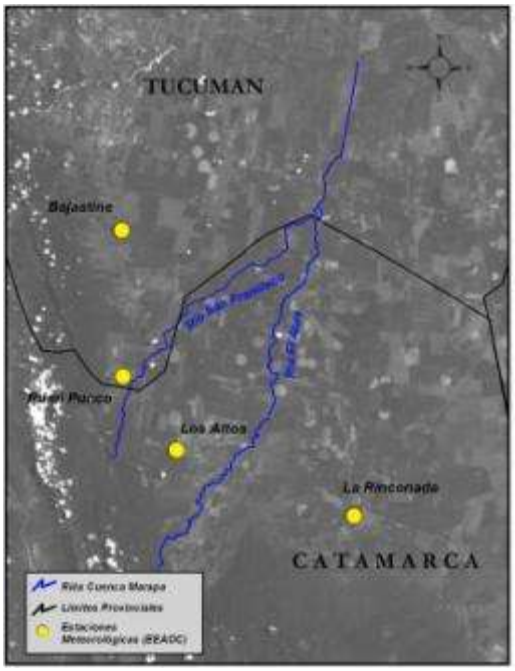


Figura 2: Ubicación geográficas de las Estaciones Meteorológicas (EEAOC)

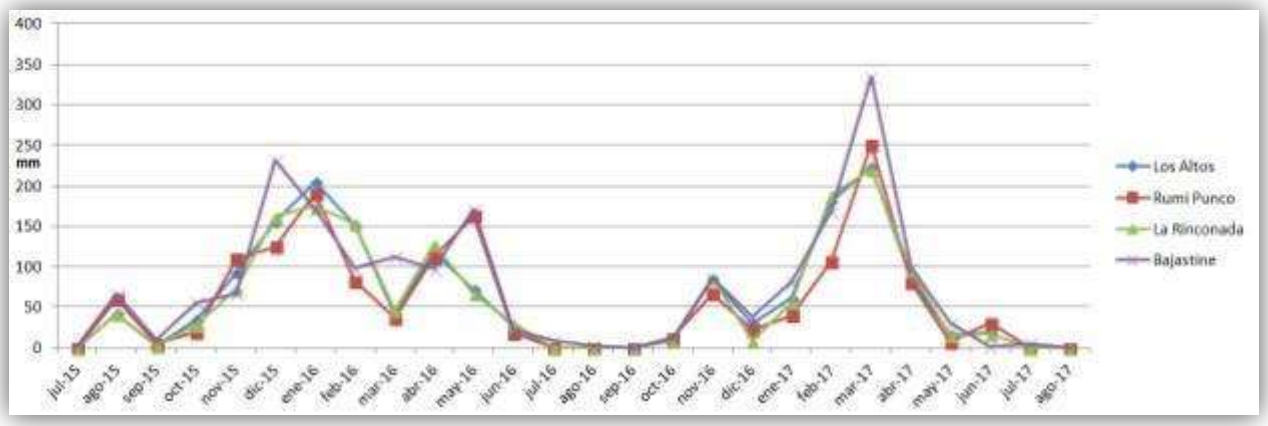


Figura 3: Precipitaciones mensuales, julio 2015 / agosto 2017. Fuente: Sección Agrometeorología EEAOC.

Erosión de los suelos ribereños

En toda el área al norte de la Sierra de Guayamba en Catamarca, hasta penetrar en la provincia de Tucumán, se produjo un proceso de desmonte del bosque natural para implantación de cultivos de granos, comenzando esta metamorfosis durante la década de los 80. En todo el tiempo de este proceso, los cauces naturales de los ríos bajaban de la sierra e irrumpían en modo laminar en las superficies boscosas y en las cultivadas, ya que los cauces eran difusos, por varias décadas sin crecidas importantes. Los caudales que afectaban a los crecientes campos agrícolas eran manejados por los agricultores mediante canalizaciones precarias de desagüe. En muchos casos se cultivaron planicies y terrazas aluviales muy antiguas presuntamente inactivas. Los caudales finalmente se esfumaban o llegaban muy atenuados hacia la planicie tucumana (Adler, 2017)

Acoplado a este proceso de desmonte general, las riberas de los ríos fueron profundamente modificadas, reemplazando el bosque de ribera natural por áreas de cultivos, lo que trajo aparejado una desprotección de estos espacios debido a la falta de cobertura boscosa y sus características de anclaje para el suelo ribereño.

Sumado a estos procesos, las extraordinarias precipitaciones concentradas en el inicio del año 2017 antes mencionadas, terminaron por modificar las características físicas y estructurales de las cuencas de los ríos San Francisco y El Abra; transformando en algunos casos el cauce, activando paleocauces o erosionando tierras con cobertura de bosque natural y tierras de cultivos. (Figura 4).



Figura 4: Ejemplo de modificación del cauce en un sector del río El Abra. Imagen de alta resolución Google Earth.

Para el río San Francisco se constataron 250 ha perdidas de cobertura de bosque nativo de ribera y 550 ha de superficies dedicadas a cultivos, lo que representaría una ganancia de tierras por parte del río de 800 ha. Para el caso del río El Abra, la pérdida de superficie de cobertura de bosque nativo de ribera alcanzó 130 ha, mientras que 320 ha se perdieron de superficies dedicadas a cultivos, con una ganancia en superficie del río de 450 ha en total. (Tabla 1 y Figura 5).

Tabla 1: Superficie modificada en los río San Francisco y El Abra, en un buffer de 1.000m de cobertura de bosque de ribera y cultivos. 2016-2017

San Francisco	Bosque de Ribera (ha)	Cultivo en los margenes (ha)	Superficie Río (ha)
2016	4.500	5.400	700
2017	4.250	4.850	1.500
El Abra	**Bosque de Ribera (ha)**	**Cultivo en los margenes (ha)**	**Superficie Río (ha)**
2016	1.800	7.000	800
2017	1.670	6.680	1.250

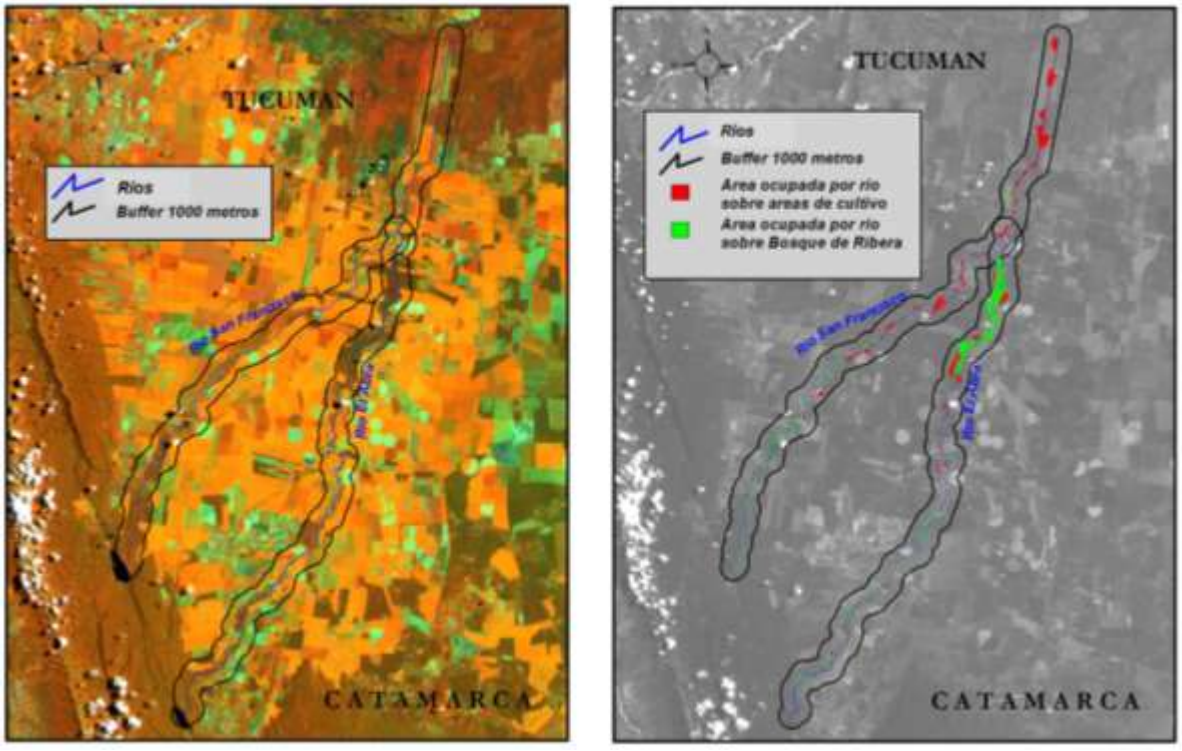


Figura 5: Distribución geográfica de las áreas ocupadas por los ríos San Francisco y El Abra según coberturas.

Las pérdidas de superficie tanto de bosque natural de ribera como de tierras de cultivos, se dio a lo largo de todo el recorrido de los dos ríos, concentrándose el fenómeno con mayor superficie en las áreas aguas abajo y en la unión de los dos cauces. Estos sectores se corresponden principalmente con las áreas de llanura o de pendiente menos abruptas, en donde los ríos no poseen un cauce bien enmarcado, generando estructuras meandriformes, y dejando a lo largo del tiempo paleocauces inactivos, provocando potenciales activaciones en tiempos de crecidas de estos cauces.

Como consecuencia directa de la deforestación de las riberas de los cauces de estos ríos, las tierras de cultivo aledañas a las márgenes fueron las más afectadas en cuanto a nuevas superficies ocupadas por los ríos.

CONCLUSIONES

- Durante los meses de febrero y principalmente marzo del año 2017, se produjeron abundantes lluvias en las llanuras del sur tucumano, y en las cuencas adyacentes de la provincia de Catamarca. Estas precipitaciones presaturaron las cuencas que conforman la cuenca principal del río Marapa en Tucumán, con valores que superaron altamente los registros históricos de la zona.
- En toda el área al norte de la Sierra de Guayamba en Catamarca, hasta penetrar en la provincia de Tucumán, se produjo un proceso de desmonte del bosque natural para implantación de cultivos; las riberas de los ríos fueron profundamente modificadas, reemplazando el bosque de ribera natural, lo que trajo aparejado una desprotección de estos espacios debido a la falta de cobertura boscosa y sus características de anclaje para el suelo ribereño.
  Estas condiciones terminaron por modificar las características físicas y estructurales de las cuencas de los ríos San Francisco y El Abra; transformando en algunos casos el cauce, activando paleo cauces o erosionando tierras con cobertura de bosque natural y tierras de cultivos
- Las superficies modificadas representaron para el río San Francisco 250 ha perdidas de cobertura de bosque nativo de ribera y 550 ha de superficies dedicadas a cultivos, lo que representaría una ganancia de tierras por parte del río de 800 ha. Para el caso del río El Abra, la pérdida de cobertura de bosque nativo de ribera alcanzó 130 ha, mientras que 320 ha se perdieron de superficies dedicadas a cultivos, con una ganancia en superficie del río de 450 ha en total.
- Las pérdidas de superficie tanto de bosque natural de ribera como de tierras de cultivos, se dieron a lo largo de todo el recorrido de los dos ríos, concentrándose el fenómeno con mayor superficie en las áreas aguas abajo y en la unión de los dos cauces.

BIBLIOGRAFÍA

- Adler, Frankiln. 2017. Problemática del área sur de Tucumán, Este de Catamarca y Río Hondo. Inundaciones de marzo-abril de 2017 en Lamadrid, Tucumán. Informe de situación realizado para Secretaria de Estado Unidad Ejecutora Provincial. Gobierno de Tucumán. Tucumán. Disponible en http://problemasdelagua.com.ar/wp-content/uploads/2017/06/INFORME-F.ADLER-COMISION-EMERGENCIA-INUNDACIONES-2017.pdf
- Buzai, G. D. y Baxendale, C. A. 2006. Análisis socioespacial con Sistema de Información Geográfica. Editorial GEPAMA, Buenos Aires. 1º edición.
- Conesa García, C., Pérez Cutillas P., García Lorenzo R. y Martinez Salvador, A. 2012. Cambios históricos recientes de cauces y llanuras aluviales inducidos por la acción del hombre. Nimbus, 29-30, 159-176.
- Capel Molina, J. 1996. Situaciones hidrológicas extremas (sequías e inundaciones. IV Simposio sobre el Agua en Andalucía (SIAGA), Instituto Tecnológico y Geominero de España, T. III: 115-120.
- Chuvieco, E. (Eds). 2000. Fundamentos de teledetección espacial. Editorial RIALP SA. Madrid, España. 568 p.
- Wallick, J.R., Grant, G., Lancaster, S., Bolte, J. y Denlinger, R. 2007. Patterns and Controls on Historical Channel Change in the Willamette River, Oregon, USA, Chapter 23, in A. Gupta (Ed), Large Rivers: Geomorphology and Management, John Wiley & Sons, Ltd, pp. 491-516.
- Rowntree, K. y Dollar, E. 1999. Vegetation controls on channel stability in the Bell River, Eastern Cape, South Africa, Earth Surface Processes and Landforms 24(2), 127–134.

C4P21. EFECTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO Y DE LA DEGRADACIÓN DEL SUELO EN SOJA EN EL CHACO SEMIÁRIDO

Casali, L [1,2,*]; Herrera, JM [1,3] y Rubio, G [1,2]

[1] INBA CONICET, Facultad de Agronomía, UBA, Av. San Martín 4453 (1417DSE) Ciudad Autónoma de Buenos Aires
[2] Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes, Facultad de Agronomía, UBA, Av. San Martín 4453 (1417DSE) Ciudad Autónoma de Buenos Aires
[3] Agroscope, Institute of Plant Production Sciences, Route de Duillier 50, Nyon – Suiza
[*] lcasali@agro.uba.ar

RESUMEN

El Chaco Semiárido es una de las subregiones en las que se divide el Gran Chaco Americano. El incremento de las precipitaciones en las últimas décadas y el corrimiento de las isohietas hacia el Oeste impulsaron el avance agrícola en la zona. Sin embargo, si este incremento se revirtiera, se podrían disparar procesos de desertificación de difícil reversibilidad y muchas áreas podrían aumentar su vulnerabilidad a la degradación o verse seriamente degradadas. La variabilidad climática y las actividades agropecuarias no sustentables, intensificaron los procesos de degradación ambiental en la zona. Es necesario, entonces, generar información local que permita diseñar prácticas agronómicas que compatibilicen una alta productividad de los cultivos con la preservación de los recursos naturales, principalmente el suelo. Las perspectivas específicas para el Gran Chaco sugieren una alta vulnerabilidad al cambio climático, principalmente debido a su conformación geológica y localización geográfica. El objetivo de este trabajo es determinar el efecto del cambio climático en el rendimiento del cultivo de soja en dos suelos con diferente grado de degradación, y evaluar al riego como una estrategia de adaptación al cambio climático. Se utilizó la plataforma DSSAT para realizar las simulaciones correspondientes a los objetivos. El resultado de las mismas indicó que el cambio climático en el futuro lejano (2075-2099) generará disminuciones del rendimiento de soja del 4% en promedio, en un Hasplutol típico sin degradación. En un Haplustol típico con signos de degradación, esta disminución podría llegar al 12%. El riego suplementario, según las simulaciones realizadas, sería una estrategia de mitigación frente al cambio climático en suelos degradados, dado que las disminuciones del rendimiento pasaron de ser del 12 al 4% al regar. Sin embargo, dado el costo para los productores y el riesgo ambiental que representa la adopción masiva del riego, la estrategia más recomendable es la adopción de prácticas de conservación de suelos que eviten llegar a situaciones de vulnerabilidad.

Palabras claves: riego, modelos de simulación, Santiago del Estero

INTRODUCCIÓN

El Chaco Semiárido presenta un clima subtropical semiárido, con áreas que presentan las máximas temperaturas absolutas del continente y un promedio anual de lluvias de entre 500 y 750 mm (Naumann, 2006). Las precipitaciones presentan una alta variabilidad interanual con predominio estival. Este régimen permite hacer agricultura de secano, aún con serios riesgos de sequías. El incremento de las precipitaciones y el corrimiento de las isohietas hacia el Oeste en las últimas décadas, impulsaron el avance agrícola (Ricard *et al.*, 2015; Barros *et al.*, 2015). Esto ha disminuido el tenor orgánico y de nitrógeno de sus suelos y ha generado condiciones predisponentes para su erosión. (Casas, 2007; Manuel Navarrete *et al.*, 2009). Sin embargo, si este incremento se revirtiera, se podrían disparar procesos de desertificación de difícil reversibilidad y muchas áreas podrían aumentar su vulnerabilidad a la degradación o verse seriamente degradadas (Paruelo *et al.*, 2005; Oesterheld, 2008). Por lo tanto, el desarrollo agrícola está condicionado por el régimen pluviométrico y térmico y demanda una adecuada planificación y una correcta gestión de los recursos hídricos (Gorleri, 2005). Distintos análisis a nivel de toda la región del Chaco mostraron que la productividad de los cultivos está asociada a la disponibilidad de agua (Calviño & Monzón, 2009; Adámoli *et al.*, 2011). Por otra parte, Ricard *et al.* (2015) sugieren que el riego podría ser una herramienta efectiva para contrarrestar la variabilidad en la disponibilidad de agua de la zona de estudio.

DSSAT (por sus siglas en inglés: Decisión Suppport System for Agrotechonology Transfer) es una plataforma que agrupa a un conjunto de submodelos que permiten simular el crecimiento y desarrollo de cultivos, integrando información de suelos, clima, cultivos y manejo (Jones *et al.*, 2003). Los modelos incluidos en DSSAT fueron calibrados y evaluados para diferentes condiciones argentinas a nivel experimental y de lote, con errores de estimación relativamente bajos (e.g. Monzon *et al.*, 2012; Merlos *et al.*, 2015). Han sido utilizados satisfactoriamente para evaluar el impacto del

cambio climático y/o la variabilidad climática en la productividad agrícola, tanto a nivel global (e.g. Rosenzweig *et al.*, 2004; Tao & Zhang, 2010) como a nivel nacional (e.g. Travasso *et al.*, 2006; Murgida *et al.*, 2014).

Los objetivos de este trabajo fueron determinar el efecto del cambio climático en el rendimiento del cultivo de soja en dos suelos con diferente grado de degradación, y evaluar al riego como una estrategia de adaptación al cambio climático.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se ubica en Quimili (27° 38′ 0″S, 62° 25′ 0″ O), departamento de Moreno, provincia de Santiago del Estero. La precipitación media anual para el período 1918-2005 fue de 692 mm (Angueira *et al.*, 2007).

Para estimar el rendimiento de soja se utilizó el modelo CROPGRO-soybean del paquete de simulación agronómica DSSAT (Hoogenboom *et al.*, 2010). El cultivar utilizado fue el A 8000. A partir de los coeficientes genéticos del cultivar previamente calibrados en otra región, se ajustaron los parámetros del cultivar a las condiciones de la zona de estudio, siguiendo el procedimiento descripto por Mercau *et al.* (2007) y utilizando la herramienta GENCALC (Hunt *et al.*, 1993). Para la calibración de los coeficientes genéticos se utilizaron 41 sets de datos de fenología pertenecientes a seis ensayos de la EEA INTA Santiago del Estero y dos ensayos de la EEA INTA Famaillá (campañas 2001/02, 2002/03, 2004/05, 2007/08, 2008/09, 2009/10), realizados en el campo experimental La María (Santiago del Estero), y en Chaco, respectivamente. Se realizaron procurando evitar limitaciones nutricionales e hídricas y cubrieron un amplio rango de ambientes. Una vez ajustados los parámetros genéticos, se evaluó la simulación del rendimiento contrastando los rendimientos simulados versus rendimientos reportados por los grupos CREA Guayacán y Gancedo-La Paloma y por ensayos de la Red de Evaluación de Cultivares de Soja del NEA (Aapresid; INTA-EEA Las Breñas). El ajuste de los datos simulados con los observados se evaluó a través del valor de la media cuadrática del error (RMSE por sus siglas en inglés), y de su expresión como porcentaje del promedio observado (RMSE normalizado o n-RMSE). La capacidad del modelo en simular la realidad es considerada excelente cuando los valores de n-RMSE son menores al 10% y buena si se encuentran entre el 10 y el 20% (Jamieson *et al.*, 1991).

Los parámetros de manejo del cultivo ingresados en DSSAT fueron los indicados por la Oficina de Riesgo Agropecuario (http://www.ora.gov.ar/) como los más habituales para la zona. En las simulaciones se consideró como fecha de siembra: 20 de diciembre, densidad: 24,5 plantas m^{-2} y distancia entre hileras: 52 cm. Se estableció como fecha de inicio de la simulación la fecha de cosecha del cultivo antecesor, es decir seis meses previos a la fecha de siembra. Otra información de ingreso para realizar las simulaciones son las condiciones iniciales del suelo. En cuanto al nitrógeno se estableció un valor de 70 kg ha^{-1} de nitratos distribuidos de manera decreciente con la profundidad y 12 kg ha^{-1} de amonio distribuidos uniformemente. En cuanto al agua inicial se estableció que fuera la mitad del agua útil.

Para la elección del perfil de suelo, se utilizó el Sistema de Información Geográfica de Santiago del Estero (SigSE) (Angueira *et al.*, 2007). El suelo principal en Quimili es la serie Amamá (Haplustol típico). Para representar el suelo Amamá degradado se disminuyó el porcentaje de carbono orgánico y la profundidad del horizonte superficial y el número de curva (CN), que permite estimar el escurrimiento superficial. En las Tablas 1 y 2 se muestran las características principales de cada suelo.

Tabla 1: Datos analíticos del perfil típico de la serie Amamá.

Horizonte	A1	B2	C
Profundidad (cm)	0-27	27-65	65-200
Arcilla (%)	7	4	3
Arena (%)	43	47	47
Carbono orgánico (%)	0,82	0,54	0,34
Nitrógeno total (%)	0,08	0,07	0,04

Tabla 2: Datos analíticos del perfil típico de la serie Amamá degradado.

Horizonte	A1	B2	C
Profundidad (cm)	0- 7	7-45	45-180
Arcilla (%)	7	4	3
Arena (%)	43	47	47
Carbono orgánico (%)	0,41	0,27	0,17
Nitrógeno total (%)	0,08	0,07	0,04

Para la información climática se utilizó la base de datos climáticos generados por el modelo CNRM-CM5 (3cn.cima.fcen.uba.ar), indicado como el modelo más adecuado para la zona de estudio (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, 2014). Dado que el modelo no estima valores de radiación solar, los mismos fueron calculados con la ecuación de Hargreaves & Samani (1982). Se utilizaron tres escenarios climáticos simulados por el

modelo: uno para un pasado reciente (1961-2010), y dos escenarios de cambio climático futuro en dos horizontes temporales: clima futuro cercano (2015-2039), y clima futuro lejano (2075-2099). Se consideró solo un escenario de emisión, el RCP (*Representative Concentration Pathways*) 4.5 (IPCC, 2014) y no se tuvieron en cuenta los aumentos previstos en las emisiones de CO_2.

Para estudiar el efecto del riego sobre el rendimiento de soja, se realizó en DSSAT un tratamiento de riego automático, a partir de un nivel de agua equivalente al 50% de agua útil, y hasta alcanzar un nivel de 100 % de agua útil.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Calibración y validación del modelo CROPGRO-Soybean

Con los coeficientes calibrados, las predicciones del modelo para la zona de estudio fueron satisfactorias: predijo R1, R5 y R7 con valores de n-RMSE de 11.45, 7.27 y 4.11 %, respectivamente. En la Tabla 3 se muestran los coeficientes genéticos del cultivar A 8000 antes de ser calibrados, y luego de la calibración con GENCALC.

Tabla 3: valores de los coeficientes genéticos del cultivar A8000 antes de ser calibrados, y luego de la calibración con datos de campo utilizando el modelo CROPGRO-Soybean.

Cultivar	GM[a]	CSDL (h)	PPSEN (d h^{-1})	EMFL (dft[b])	FLSD (dft)	SDPM (dft)	WTPSD (g)	SFDUR (dft)	PODUR (dft)	LFMAX (mg CO_2 m^{-2} s^{-1})
A 8000 original	VIII	12	0.3400	19.0	13.00	41.00	0.1650	24.0	11.0	0.8000
A 8000 calibrado	VIII	12	0.3747	14.1	13.92	32.89	0.1769	27.2	15.1	0.8808

[a]GM: grupo de madurez; CSDL: fotoperíodo crítico, a partir del cual la tasa de desarrollo es más lenta; PPSEN: sensibilidad al fotoperíodo (días de alargamiento por hora, cuando el fotoperíodo supera el fotoperíodo crítico); EMFL: tiempo entre emergencia y R1; FLSD: tiempo entre R1 y R5; SDPM: tiempo entre R5 y R7; WTPSD: peso máximo de una semilla; SFDUR: duración del llenado de una cohorte de semillas; PODUR: tiempo para fijar el número de vainas; LFMAX: fotosíntesis máxima.
[b]dft: días fototermales

Utilizando el cultivar A8000 calibrado, se evaluó la capacidad del modelo en simular el rendimiento, contrastando rendimientos reportados por grupos CREA y ensayos en la zona versus rendimientos simulados por el modelo, utilizando el cultivar A 8000 calibrado. El resultado de la evaluación fue satisfactorio, ya que el valor de n-RMSE entre los valores simulados y los observados fue de 18% (figura 1).

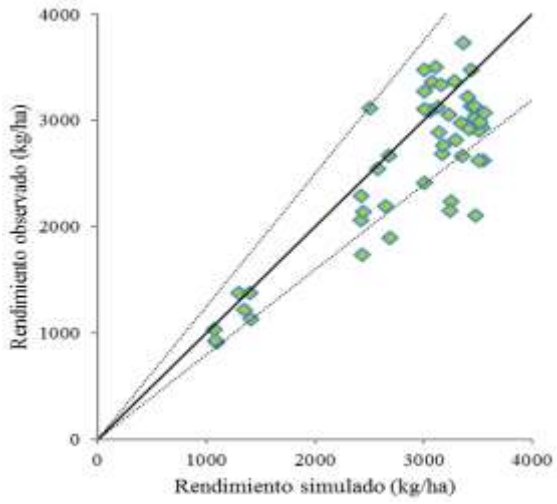


Figura 1: Rendimiento observado en lotes de grupos CREA Guayacán y Gancedo-La Paloma y en ensayos de la Red de Evaluación de Cultivares de Soja del NEA (Aapresid; INTA-EEA Las Breñas) vs. rendimiento simulado por el modelo CROPGRO-Soybean, utilizando el cultivar A8000 calibrado. El valor de n-RMSE fue de 18%. La línea continua muestra la relación 1:1 entre los valores observados y simulados, y las líneas punteadas, la relación 1:0.85 y 1:1.15.

Cambio climático

El escenario climático del pasado reciente (1961-2010) presentó, durante el ciclo del cultivo, una temperatura máxima promedio de 31.5 º C y una temperatura mínima de 19 ºC. El promedio de la precipitación acumulada fue de 445 mm. En la figura 2 se muestra el porcentaje de cambio en los valores medios de temperatura máxima, temperatura mínima y precipitación acumulada de los escenarios climáticos en el futuro cercano y en el futuro lejano, respecto al clima del pasado reciente. Se observa que en ambos horizontes temporales hay un aumento de la temperatura media y de las precipitaciones, y que ese aumento es mayor en el futuro lejano que en el cercano.

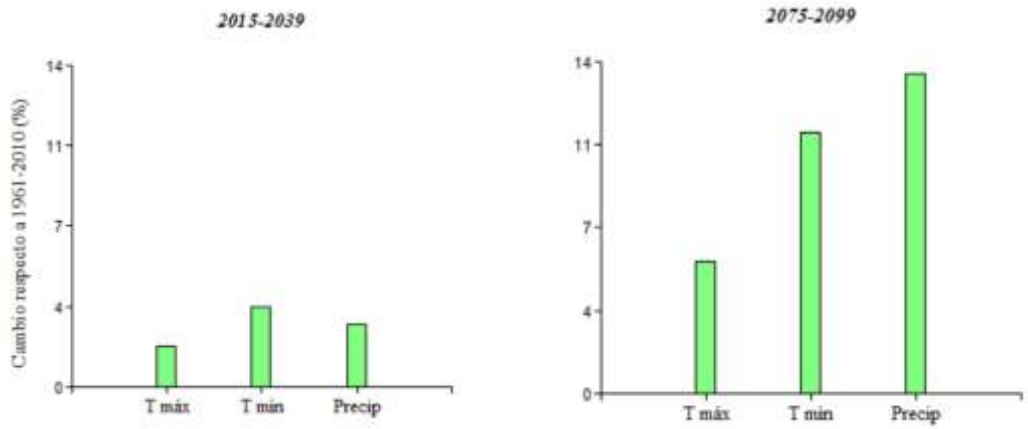


Figura 2: Porcentaje de cambio en el promedio de la temperatura máxima (T máx), la mínima (T mín) y las precipitaciones acumuladas (Precip) durante el ciclo del cultivo, en el período 2015-2039 (futuro cercano) y 2075-2099 (futuro lejano) respecto al clima del pasado reciente (1961-2010). Los tres escenarios climáticos fueron generados con el modelo CNRM-CM5 (3cn.cima.fcen.uba.ar).

Efecto del cambio climático, de la degradación del suelo y del riego en el rendimiento simulado de soja

En la figura 3a se observa el rendimiento simulado de soja en el suelo Amamá en los tres escenarios climáticos, bajo secano y bajo riego. En el caso de secano, las simulaciones indican que durante el futuro cercano, el rendimiento aumentaría en promedio un 8%, lo cual esté probablemente asociado al aumento en las precipitaciones (figura 2a). Durante el futuro lejano el modelo predice una disminución del rendimiento del 4%, que estaría asociado al aumento promedio del 6% en las temperaturas máximas (figura 2b). Si bien durante el futuro lejano las precipitaciones aumentarían un 13%, el efecto perjudicial del estrés térmico es mayor que el efecto positivo del aumento en las precipitaciones. Esto coincide con diversos trabajos que indican que el aumento de la temperatura provoca disminuciones en el rendimiento de soja, debido principalmente a un acortamiento de la duración del ciclo del cultivo por el aceleramiento del desarrollo (e.g.: Southworth *et al.*, 2002).

En la figura 3b se observa el rendimiento simulado de soja en el suelo Amamá degradado en secano y bajo riego. En secano, el rendimiento promedio en el suelo degradado estuvo entre un 21 y un 29% (según el escenario climático considerado) por debajo al del suelo no degradado. La variabilidad en el rendimiento está estrechamente asociada a la disponibilidad hídrica, la que depende del estado de degradación del suelo (Gvozdenovich & Paparotti, 2011). Apezteguia *et al.* (1987), encontraron una correlación negativa entre pérdida del horizonte superficial del suelo y rendimiento de soja y una correlación positiva del rendimiento con el espesor del suelo sobre el horizonte clásico. En las simulaciones con el suelo degradado, la disponibilidad hídrica para el cultivo fue menor que en suelo no degradado (datos no mostrados), por lo que el cultivo se vio sometido a eventos de estrés hídrico en diferentes momentos del ciclo del cultivo. El estrés hídrico en los estadios críticos del cultivo, afecta negativamente el crecimiento y el desarrollo, y en consecuencia el rendimiento (Lal *et al.*, 1999).

Al incluir el tratamiento de riego en las simulaciones con el suelo Amamá (figura 3a), el rendimiento aumentó en promedio un 20% en los tres escenarios climáticos respecto a secano. Además los rendimientos presentaron una mayor estabilidad (menor rango de variación de rendimiento), como se observa en la figura 3. El riego en el suelo degradado tuvo un mayor efecto sobre el rendimiento que en el suelo sin degradar. Los aumentos promedios de rendimiento respecto al control sin riego, fueron de 50, 55 y 65% en el pasado reciente, futuro cercano y futuro lejano respectivamente (figura

3b). Al incluir el tratamiento de riego en el suelo degradado, el rendimiento prácticamente igualó al del suelo sin degradar (estuvo apenas por debajo entre 0,9 y 1,7% según el escenario climático) (figura 3b).

El efecto del cambio climático en el suelo degradado fue más marcado que en el suelo sin degradar. En el futuro lejano, las simulaciones predicen que el rendimiento disminuiría, bajo secano, un 13% respecto al pasado cercano (figura 3b), mientras que en el suelo sin degradar, las disminuciones del rendimiento serían del 4%. Esto indica que el suelo degradado es más vulnerable al efecto del cambio climático que un suelo sin degradación. Al regar, este efecto es compensado, ya que la disminución del rendimiento de soja en el futuro lejano en el suelo degradado, se iguala con la del suelo sin degradar (4%) (figura 3).

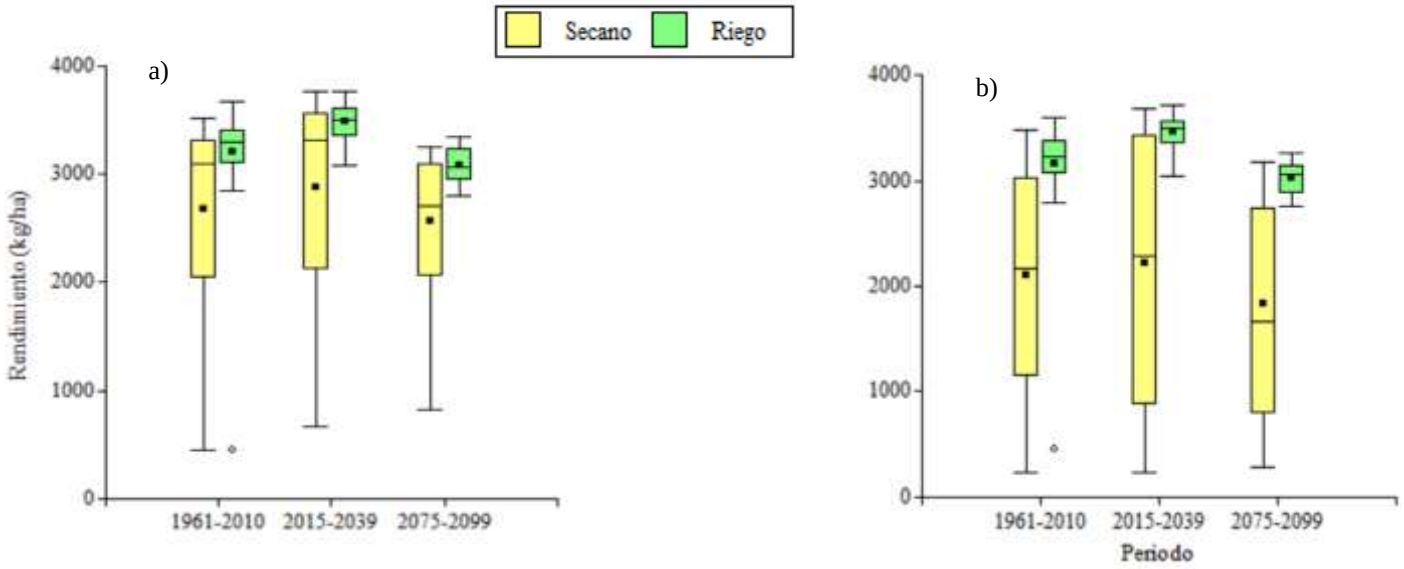


Figura 3: Box-plot mostrando el rendimiento de soja simulado por el modelo CROPGRO-Soybean bajo tres escenarios climáticos generados por el modelo CNRM-CM5: pasado reciente (1961-2010), futuro cercano (2015-2039) y futuro lejano (2075-2099). Las simulaciones se realizaron bajo dos tratamientos: secano (barras amarillas), y riego suplementario (barras verdes), y utilizando dos suelos: Amamá (Haplustol típico) (a) y Amamá degradado (b).

CONCLUSIONES

El cambio climático en el futuro lejano (2075-2099) generará disminuciones del rendimiento de soja del 4% en promedio, en un Hasplutol típico sin degradación. En un Haplustol típico con signos de degradación, esta disminución podría llegar al 12%. El riego suplementario, según las simulaciones realizadas, sería una estrategia de mitigación frente al cambio climático en suelos degradados, dado que las disminuciones del rendimiento pasaron de ser del 12 al 4% al regar. Sin embargo, dado el costo para los productores y el riesgo ambiental que representa la adopción masiva del riego, la estrategia más recomendable es la adopción de prácticas de conservación de suelos que eviten llegar a situaciones de vulnerabilidad.

BIBLIOGRAFÍA

- Angueira, MC; DR Prieto; J López & G Barraza. 2007. SigSE 2.0. Sistema de Información Geográfica de Santiago del Estero.
- Apezteguía, H; Amaya H; Crusta L. 1987. Medición de pérdidas de suelo y disminución de soja debidos a la erosión hídrica en la región semiárida central de Córdoba. Ciencia del Suelo 1.
- Barros, VR; JA Boninsegna; IA Camilloni; M Chidiak; GO Magrín & M Rusticucci. 2015. Climate change in Argentina: trends, projections, impacts and adaptation. Wiley Interdisciplinary Reviews: Clim Change 6: 151-169.
- Calviño, PA & JP Monzon. 2009. Farming systems of Argentina: yield constraints and risk management. Crop physiology: Applications for Genetic Improvement and Agronomy 51. 70 pp.
- Casas, RR. 2007. Principales efectos de la intensificación y expansión de la agricultura sobre la salud de los suelos. Consultado el 1-9-2015 en: http://sedici.unlp.edu.ar.

- Caviglia, OP; VO Sadras & FH Andrade. 2013. Modelling long-term effects of cropping intensification reveals increased water and radiation productivity in the South-eastern Pampas. Field Crops Res.149: 300-311.
- Gorleri, MC. 2005. Caracterización climática del Chaco Húmedo. En Di Giacomo AG & Krapovickas SF (editores). Historia natural y paisaje de la Reserva El Bagual, Formosa, Argentina. Inventario de la fauna de vertebrados y de la flora vascular de un área del Chaco Húmedo. Aves Argentinas / Asociación Ornitológica del Plata. Temas de Naturaleza y Conservación 4. Buenos Aires. pp 13-25.
- Guevara, E & S Meira. 1995. Application of CERES-Maize model in Argentina. Second International Symposium on systems approaches for agricultural development (SAAD2). Los Baños-International Rice Research Institute. Philippines.
- Gvozdenovich J & O Paparotti, 2011. Variación del rendimiento del cultivo de soja debido a la erosión hídrica en Entre Ríos. XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata, «Latinoamérica unida protegiendo sus suelos». 16 al 20 de abril. Mar del Plata, Argentina.
- Hargreaves, GH & ZA Samani. 1982. Estimating potential evapotranspiration. J. Irrig. and Drain Engr., ASCE, 108:223-230.
- Hunt , LA; JW White & G Hoogenboom. 2001. Agronomic data: advances in documentation and protocols for exchange and use. Agric. Sys. 70: 477–492.
- Manuel-Navarrete, DM; GC Gallopín; M Blanco; M Díaz-Zorita; DO Ferraro; H Herzer; P Laterra; MR Murmis; GP Podestá; J Rabinovich; EH Satorre; F Torres & EF Viglizzo. 2009. Multi-causal and integrated assessment of sustainability: the case of agriculturization in the Argentine Pampas. Environment, Development and Sustainabili. 11: 621-638.
- Meira, S & E Guevara. 1995. Application of SOYGRO model in Argentina.Second International Symposium on Systems Approaches for Agricultural Development (SAAD2). Los Baños-International Rice Research Institute. Philippines
- Mercau, JL; JL Dardanelli; DJ Collino; JM Andriani; A Irigoyen & EH Satorre. 2007. Predicting on-farm soybean yields in the pampas using CROPGRO-soybean. Field Crops Res.100: 200-209.
- Merlos, FA; JP Monzon; JL Mercau; M Taboada; FH Andrade; AJ; Hall ... & P Grassini. 2015. Potential for crop production increase in Argentina through closure of existing yield gaps. Field Crops Res.184: 145-154.
- Monzon, JP; VO Sadras; PA Abbate & OP Caviglia. 2007. Modelling management strategies for wheat–soybean double crops in the south-eastern Pampas. Field Crops Res.101: 44-52.
- Monzon, JP; VO Sadras & FH Andrade. 2012. Modelled yield and water use efficiency of maize in response to crop management and Southern Oscillation Index in a soil-climate transect in Argentina. Field Crops Res.130: 8-18.
- Murgida, AM; MI Travasso; S González & GR Rodríguez. 2014. Evaluación de impactos del cambio climático sobre la producción agrícola en la Argentina. Serie medio ambiente y desarrollo 155. Naciones Unidas. Santiago de Chile, Chile.
- Oesterheld, M. 2008. Impacto de la agricultura sobre los ecosistemas: fundamentos ecológicos y problemas más relevantes. Ecología Austral 18: 337-346
- Ricard, MF; EF Viglizzo & G Podestá. 2015. Comparison of adaptative strategies to climate variability in rural areas of Argentine Chaco and US Southern Plains during the last century. J. Arid Environ. 123: 68-80
- Rosenzweig, C; KM Strzepek; DC Major; A Iglesias; DN Yates; A Mc Cluskey & D Hillel. 2004. Water resources for agriculture in a changing climate: international case studies. Global Environmental Change 14: 345-360.
- Tao, F & Z Zhang. 2010. Impacts of climate change as a function of global mean temperature: maize productivity and water use in China. Climatic Change 105: 409-432.
- Travasso, MI & GO Magrin GO. 2001. Testing crop models at the field level in Argentina. Proceedings of the 2nd International Symposium “Modelling Cropping Systems”. July 16–18, 2001. Florencia, Italia. pp 89–90.

C4P22. EFECTO DEL USO DE LAS TIERRAS SOBRE LA CRIPTOFAUNA EN LA DESCOMPOSICIÓN DE RASTROJOS

Cassani, M. Tomás[1]; Sabatte, M. Leticia[1]; Perez, Silvia P.[2]; Irigoin, Julieta[3]; Sfeir, Alberto J.[4] y Massobrio, Marcelo J.[1]

[1]Catedra de Manejo y Conservación de Suelos, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Avenida San Martín 4453. C.A.B.A. Argentina. mcassani@agro.uba.ar

[2]Cátedra de Climatología y fenología agrícolas, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.

[3]Instituto de Suelo, CIRN, INTA.

[4]Cátedra de Conservación y Manejo de Suelos, Facultad de Agronomía, UNICEN.

RESUMEN

Los investigadores en la problemática de la conservación y manejo de las tierras han hecho grandes progresos en la descripción y comprensión de las complejas interacciones biológicas, biofísicas y bioquímicas del suelo. El suelo regula los procesos más significativos a nivel de ecosistema: los procesos de producción y descomposición. Las comunidades de la criptofauna (micro, meso y macrofauna) juegan un rol clave en el funcionamiento de los ecosistemas, ya que controlan en buena medida la velocidad de descomposición de los rastrojos. Estas comunidades son sensibles a las perturbaciones generadas por los diferentes sistemas de labranza. El objetivo del trabajo es analizar el efecto de la criptofauna sobre la tasa de descomposición de rastrojo en cuatro sitios con diferentes historiales de usos. El área de estudio se localiza en las lomas periféricas del ambiente serrano del Partido de Azul, Buenos Aires. El suelo es un Argiudol típico y presenta un relieve ondulado, muy suavemente convexo–cóncavo. Se seleccionaron cuatro sitios, en la misma curva de nivel, con distinto grado de artificialización de uso las tierras (Sitio 1: clausura de 25 años, Sitio 2: 25 años de siembra directa, Sitio 3: reja y vertedera a favor de la pendiente durante 15 años y siembra directa 10 años, Sitio 4: 25 años de labranza convencional). A campo se determinaron las pérdidas de rastrojo utilizando bolsas de descomposición de 15 x 15 cm con diferentes diámetros de apertura de malla, que responde a los diferentes tamaños de criptofauna (microfauna ≤ 0,1 mm, mesofauna ≤ 2 mm y macrofauna ≤ 10 mm). En cada sitio se colocaron 9 conjuntos de bolsas. Cada conjunto está compuesto por tres bolsas de cada tamaño de malla. Se extrajeron tres conjuntos de bolsas de cada sitio al azar, cada dos meses durante 6 meses, las cuales se pesaron luego de su desecación en estufa durante 48hs a 60°C. La descomposición se midió por pérdida de peso seco, obteniendo valores de rastrojo remanente. Se utilizó el modelo exponencial negativo de Olson para obtener las tasas de descomposición. Como resultado de la aplicación del Modelo, en el Sitio 1, se observaron las mayores tasas de descomposición. La microfauna fue responsable de la mayor participación en la descomposición del rastrojo siendo seguida por la macrofauna mientras que la mesofauna tuvo un grado de participación muy poco significativo. En el Sitio 4, las tasas de descomposición son las menores de los Sitios analizados. Se destaca la participación de la mesofauna, adquiriendo valores significativos en relación al Sitio 1. En los Sitios 2 y 3 no se manifiestan diferencias significativas de las tasas de descomposición en relación del Sitio 2 con el Sitio 1 y las tasas del Sitio 3 con el Sitio 4. Los resultados observados determinan que en sitios con mayor grado de artificialización disminuyen las tasas de descomposición. La mesofauna adquiere importancia a mayor intensidad de uso de las tierras. Los diferentes grados de artificialización del uso de las tierras modulan la capacidad descomponedora de cada grupo de criptofauna.

Palabras claves: fauna edáfica, intensidad de uso, tasas de descomposición de rastrojos.

C4P23. ESTIMACIÓN DE LA EXTRACCIÓN POTENCIAL PARA EL USO SOSTENIBLE DEL RASTROJO DE LA CAÑA DE AZÚCAR

Chalco Vera, Jorge E.[1,2]; Portocarrero, Rocio[1]; Fernandez de Ullivarri, Enrique[1] y Acreche, Martín M. [2,3]

[1] Estación Experimental INTA Famaillá, Ruta Provincial 301, km 32, 4132 Famaillá, Tucumán, Argentina
[2] CONICET, Buenos Aires, Argentina
[3] Estación Experimental INTA Salta, Ruta Nacional 68, km 172, 4400 Salta, Argentina
chalcovera.jorge@inta.gob.ar

RESUMEN

Los sistemas de cultivo basados en alta incorporación de residuos al suelo pueden acumular más carbono (C) del que se pierde a la atmósfera. El objetivo fue determinar el secuestro potencial de C del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán, y estimar la cantidad de rastrojo necesario para realizar una explotación sostenible del sistema. Se estableció un experimento en la EEA-Famaillá-INTA, donde se realizaron muestreos de la cantidad de rastrojo al inicio del primer ciclo agrícola y del dióxido de carbono (CO_2) emitido mensualmente durante tres ciclos agrícolas consecutivos. Los tratamientos combinaron la aplicación de quema y no quema del rastrojo, y aplicación o no de fertilización nitrogenada. Se determinó el balance de C del suelo cañero para cada tratamiento y ciclo agrícola, donde las entradas de C fueron las del rastrojo de cosecha y del sistema radicular; y las salidas de C fueron las emisiones acumuladas de C en forma de CO_2. El balance promedio de C mostro para los tratamientos sin quema valores de 2,03 y 0,66 t C ha^{-1} $año^{-1}$ cuando se fertilizó y no fertilizó, respectivamente. Cuando el rastrojo fue quemado, el balance de C fue -1,35 y -2,11 t C ha^{-1} $año^{-1}$ para los tratamientos fertilizado y no fertilizado, respectivamente. La relación balance de C *vs.* cantidad de rastrojo indica que el rango de rastrojo mínimo que debe mantenerse en el campo para conservar el carbono orgánico del suelo (COS) (balance= cero) es de 6 a 8 t MS ha^{-1} $año^{-1}$. Los resultados de este trabajo son los primeros reportados en el sistema cañero de Argentina asociados a las emisiones CO_2. Los mismos demuestran que existen alternativas viables para determinar en el corto plazo el balance de C en agro-ecosistemas. Sin embargo, esta metodología no reemplaza en ninguna medida los ensayos que evalúan a largo plazo el COS.

Palabras claves: cambio climático, gases efecto invernadero, secuestro de carbono

INTRODUCCIÓN

La pérdida de carbono (C) orgánico de los suelos agrícolas en forma de dióxido de carbono CO_2, metano (CH_4) o monóxido de carbono (CO) ha contribuido al calentamiento global, siendo la agricultura directamente responsable del 14% de las emisiones anuales de gases efecto invernadero (GEI) (Vermeulen *et al.*, 2012) . Sin embargo, los sistemas de cultivo basados en una alta incorporación de residuos al suelo, y en una labranza reducida, suelen acumular más C en el suelo de lo que se pierde a la atmósfera (Batjes, 1998). Estos sistemas tienen potencial para aumentar el secuestro de C, proporcionando una forma prospectiva de mitigar la creciente concentración atmosférica de CO_2 (Lal, 2004).

En este sentido, un atributo químico como el carbono orgánico del suelo (COS) puede utilizarse como indicador potencial para evaluar los efectos del uso de la tierra y la gestión del suelo sobre la calidad del mismo (Cardoso *et al.*, 2013; Vezzani y Mielniczuk, 2009). Sin embargo, el tiempo de renovación del COS aumenta con la profundidad en el suelo desde varios años para la hojarasca, pasando por 15-40 años en los 10 cm superiores, y más de 100 años por debajo de una profundidad de 25 cm (Harrison *et al.*, 1990). Esto demuestra la necesidad de estudios que evalúen a largo plazo la dinámica del COS bajo diferentes agro-ecosistemas, o nuevos enfoques para determinar el efecto en los agro-sistemas en el corto plazo.

Utilizando una mirada simplista del contenido de COS, se podría decir que el COS representa tasas diferenciales de entradas y salidas de materia orgánica (MO) (Johnston *et al.*, 2009). En este sentido, las entradas provienen de la fotosíntesis, y en la mayoría de los ecosistemas se originan de los brotes y raíces de las plantas que crecen y senescen en el sitio; mientras que las salidas se originan de la mineralización de los compuestos a base de C que se liberan principalmente en forma de CO_2 a la atmósfera. Por este motivo, sabiendo las principales entradas y salidas de C es posible evaluar el secuestro/pérdida potencial de C de los suelos en el corto plazo. Por esta razón, la determinación del intercambio suelo-atmósfera de C, asociado con las prácticas agrícolas actuales, principalmente referidas al manejo de los residuos agrícolas de cosecha (RAC), es importante para proporcionar soluciones sostenibles al mitigar las pérdidas de C, como parte de la "mejor práctica" de manejo de tierras.

En la caña de azúcar (*Saccharum spp.*) el quemado del residuo de cosecha (rastrojo) puede contribuir a la disminuciónde la MO. Una de las prácticas agrícolas en este cultivo que promueve el secuestro del C en el suelo es la conservación del rastrojo de cosecha (evitando el quemado del mismo). De hecho, en la parte centro-sur de Brasil se encontraron aumentos en las existencias de C cuando las tierras con cultivos anuales se convirtieron en caña de azúcar (Mello *et al.*, 2014). Por otro lado, Carvalho *et al.* (2009) mostraron en el Cerrado de Brasil que la conversión de las tierras de cultivo con manejo tradicional a cultivos bajo manejo conservador aumentó el COS y los nutrientes (P, K, Ca, Mg), reduciendo la acidez del suelo.

En Argentina, la existencia de la práctica del quemado de rastrojo de caña de azúcar, y la incierta incorporación de áreas adicionales para satisfacer la demanda interna proyectada de bioetanol, requerirá de nuevos estudios que investiguen los efectos de las prácticas de manejo del cultivo para evaluar la sostenibilidad de la expansión de la producción de esta agro-industria, principalmente de cara a la producción de bioetanol. El objetivo de este trabajo fue determinar el secuestro potencial de C del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán, comparando sistemas con y sin quema del rastrojo, y con y sin fertilización nitrogenada, y estimar la cantidad de rastrojo necesario para realizar una explotación sostenible del sistema.

MATERIALES Y MÉTODOS

Disposición experimental

Se estableció un ensayo experimental en INTA Famaillá, Tucumán-Argentina, con un diseño experimental en franjas con tres pseudo-repeticiones. Se realizaron muestreos de CO_2 mensualmente mediante la utilización de cámaras estáticas (Hutchinson y Livingston, 2001; Parkin y Venterea, 2010) durante tres ciclos agrícolas consecutivos (2012/2013; 2013/2014 y 2014/2015). El procedimiento de muestreo en el campo fue descripto por Chalco Vera *et al.* (2017); la determinación de los flujos de gases fue detallada por Acreche *et al.* (2014); y las emisiones acumuladas, expresadas como t de C-CO_2 ha^{-1} $año^{-1}$, se calcularon integrando los flujos mensuales medios a lo largo del tiempo. Para este propósito, el flujo promedio de dos muestreos consecutivos se multiplicó por el tiempo transcurrido entre estos muestreos. Los tratamientos evaluados fueron cuatro sistemas de caña de azúcar (variedad LCP 85-384): i) con quema del rastrojo y fertilización nitrogenada (QF); ii) con quema del rastrojo y sin fertilización nitrogenada (QNF); iii) sin quema del rastrojo y con fertilización nitrogenada (NQF); iv) sin quema del rastrojo y sin fertilización nitrogenada (NQNF). Para representar las prácticas actuales de los agricultores en Tucumán, la fertilización nitrogenada se realizó con urea incorporada a 5-10 cm de profundidad usando la dosis comercial (240 kg ha^{-1}).

Balance potencial de carbono del suelo

Se estimó el balance de C del suelo cañero para cada tratamiento y ciclo agrícola, considerando entre las entradas de C las provenientes del rastrojo de cosecha y del sistema radicular de la caña de azúcar (expresadas en t ha^{-1} $año^{-1}$); y las salidas de C derivadas de las emisiones acumuladas de C en forma de CO_2. Las emisiones acumuladas de CO_2 en cada ciclo agrícola se calcularon a partir de los flujos mensuales obtenidos en campo y fueron expresadas en términos de C del CO_2 en t ha^{-1} $año^{-1}$.

Este balance no tiene en cuenta las emisiones de CH_4 durante el ciclo del cultivo por ser insignificantes para la caña de azúcar (Acreche *et al.*, 2014), ni las emisiones de CO_2, CH_4 y CO por el quemado de rastrojo ya que no son pérdidas directas del suelo, y están consideradas directamente en la menor cantidad de rastrojo que ingresa al suelo. De hecho, se consideró una eficiencia de combustión para la caña de azúcar del 80% (IPCC, 2006), por lo que el aporte de C al suelo en los tratamientos de rastrojo quemado se reduce pero no es cero o nulo. El contenido de C del RAC utilizado fue del 45%, valor reportado en Tucumán para la variedad de caña de azúcar LCP 85-384 utilizada en este ensayo (Digonzelli *et al.*, 2011).

La tasa anual de C orgánico que ingresa al suelo proveniente del sistema radicular de la caña de azúcar se estimó de acuerdo a los valores reportados para la caña de azúcar cultivada en Piracicaba, Brasil, con similar rendimiento que el promedio de Tucumán, y bajo similar cantidad de precipitación (Carvalho *et al.*, 2013). Se asume un valor de 0,23 t de C ha^{-1} $año^{-1}$ y que el aporte de C desde este sistema es constante en cada ciclo agrícola.

La cantidad de rastrojo generado por la caña de azúcar se determinó únicamente al inicio del experimento (antes de efectuar el quemado de rastrojo) a través de la recolección de seis muestras aleatorias en toda el área del experimento. Cada una de las muestras se recolectó de un área de $1m^2$. Las muestras se secaron en estufa hasta peso constante y se

pesaron en balanza analítica. La cantidad de rastrojo (peso seco) por m^2 se promedió entre las seis muestras, y luego se extrapolo a una hectárea. Debido a la deficiencia de nitrógeno (N) en los tratamientos sin fertilizar, se estimó que anualmente se generó un 20% menos de rastrojo que la cantidad de rastrojo generada en el ciclo anterior (Fogliata, 1995); manteniéndose la cantidad de rastrojo en los tratamientos fertilizados con N en todos los ciclos agrícolas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados muestran que los ingresos de C al sistema suelo-caña de azúcar fueron en promedio para los tres ciclos agrícolas 5,73, 4,70, 1,33, y 1,12 t de C ha^{-1} $año^{-1}$ para los tratamientos NQF, NQNF, QF y QNF, respectivamente (Figura 1). Este ingreso de C proviene casi exclusivamente del restrojo de cosecha, representando entre 75,4 y 96% del total ingresado. Las salidas de C del sistema suelo-caña de azúcar fueron en promedio 3,70, 4,05, 2,68 y 3,23 t de C ha^{-1} $año^{-1}$ para los tratamientos NQF, NQNF, QF y QNF, respectivamente (Figura 1). Cuando no se quemó el rastrojo de cosecha las salidas de C durante el ciclo del cultivo fueron en promedio 38 y 25% mayor que los tratamientos quemados fertilizado y no fertilizado, respectivamente (sin considerar las emisiones generadas al momento de la quema de rastrojo). Las mayores salidas pueden estar asociadas a una mayor actividad microbiana cuando aumenta los insumos orgánicos en el suelo (Dick, 1992). De hecho, para la caña de azúcar en Brasil se ha reportado un efecto acumulativo de los tratamientos (tres años consecutivos quemado *vs.* no quemado) sobre la diversidad de la comunidad microbiana presente en el suelo (Rachid *et al.*, 2016).

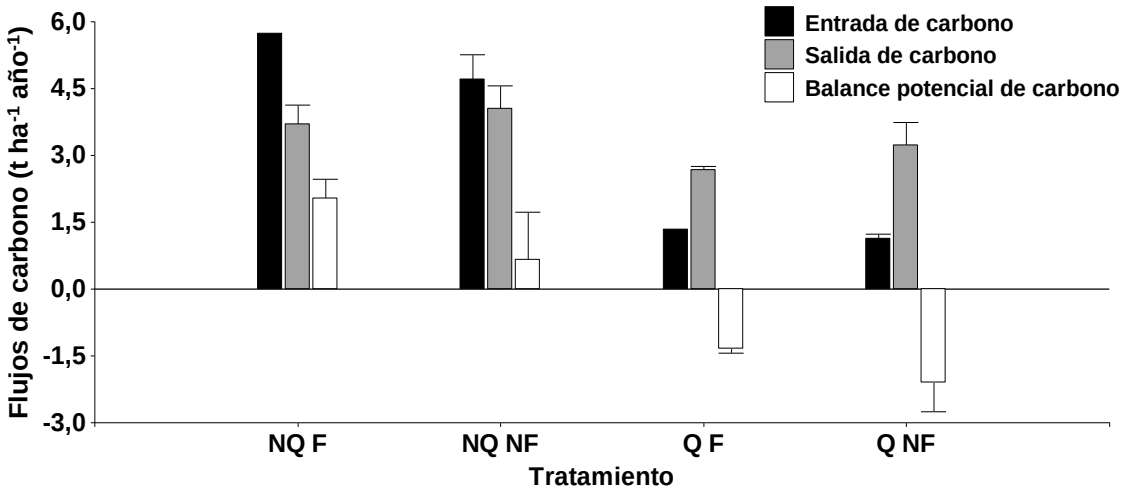


Figura 1: Entradas, salidas y balances promedios del carbono en el sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán. Tratamientos: NQF= sin quema de rastrojo con fertilización nitrogenada; NQNF= sin quema de rastrojo sin fertilización nitrogenada; QF= con quema de rastrojo con fertilización nitrogenada y QNF= con quema de rastrojo sin fertilización nitrogenada.

La fertilización con N, respecto a la no fertilización, disminuyó en promedio 8,5 y 17% las salidas de C en los tratamientos no quemado y quemado respectivamente. La reducción de las salidas de C cuando se fertiliza con N sugiere que aumentos en la disponibilidad de este nutriente probablemente conduzcan a una disminución neta en las tasas de descomposición del rastrojo (Moorhead y Sinsabaugh, 2006). Algunos microbios utilizan C lábil para descomponer la materia orgánica recalcitrante con el fin de adquirir N (Berg y McClaugherty, 2013); es decir, la baja disponibilidad de N puede aumentar la descomposición de la hojarasca ya que los microbios usan sustratos lábiles para adquirir N de la materia orgánica recalcitrante (Craine *et al.*, 2007), lo que podría aumentar las emisiones de CO_2.

El balance de C del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán muestra que la cosecha verde de la caña de azúcar (sin quema de rastrojo) promovió definitivamente una ganancia neta de C en el suelo, alcanzando valores de 2,03 y 0,66 t C ha^{-1} $año^{-1}$ para los tratamientos fertilizado y no fertilizado, respectivamente. La ganancia de C del tratamiento NQF representa aproximadamente el 37% de la entrada inicial del C del rastrojo (Figura 1). Este tratamiento presentó un balance similar a los reportados por Galdos *et al.* (2010) y Cerri *et al.* (2011) en Brasil, quiénes en una revisión de trabajos de la literatura, reportaron una ganancia neta de 2,04 t de C ha^{-1} $año^{-1}$ para una profundidad de 30 cm de suelo

arcilloso, bajo el sistema de cosecha verde (sin quema) y fertilizado con N. En Australia, Wood (1991) en experimentos de manejo de rastrojo, informó que la concentración de COS en los primeros 10 cm del suelo luego de cinco años de tratamientos fue 16,6% más baja en parcelas con caña de azúcar quemada que en parcelas con cosecha en verde sin quema. Igualmente, Oliveira *et al.* (2016) reportaron un aumento de las reservas de C en el suelo (1,97 t de C ha^{-1} $año^{-1}$) en áreas convertidas de pastizal a cultivo de caña de azúcar.

Cuando el rastrojo fue quemado, el balance de C del sistema suelo-caña de azúcar fue -1,35 y -2,11 t C ha^{-1} $año^{-1}$ para los tratamientos fertilizado y no fertilizado, respectivamente (Figura 1). La quema de rastrojo junto a la no adición del fertilizante nitrogenado genera la peor combinación posible de perdida de C del sistema suelo-caña de azúcar. Aparentemente, la fertilización con N actúa como buffer disminuyendo las pérdidas de C del suelo tanto al quemar como al no quemar el rastrojo. Esto podría estar asociado (i) a la mayor generación de biomasa -y por ende el aporte C extra- al fertilizar con N, y (ii) a la modificación de la relación C/N del suelo al fertilizar con N, lo que podría modificar la actividad de los microorganismos del suelo al descomponer un rastrojo de menor relación C/N. Sin embargo, la fertilización nitrogenada aumenta considerablemente las emisiones de N_2O (Chalco Vera *et al.*, 2017).

Estos resultados establecen que la presencia de rastrojo es clave para la conservación del COS y demuestran la importancia de las mediciones de CO_2 durante el ciclo de cultivo. De hecho, en Brasil, se ha demostrado que el porcentaje de descomposición del rastrojo de caña de azúcar depende logarítmicamente de la cantidad inicial del mismo (Sousa *et al.*, 2017). Lógicamente, de acuerdo a las condiciones ambientales y factores de manejo, la máxima extracción y uso sostenible de rastrojo de caña de azúcar debe estar asociada a un balance de base cercano a cero. En este sentido, a partir de los datos de rastrojo y su correspondiente balance fue posible establecer una relación lineal que indica la cantidad teórica de rastrojo que permitiría la conservación del COS en el sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán (Figura 2).

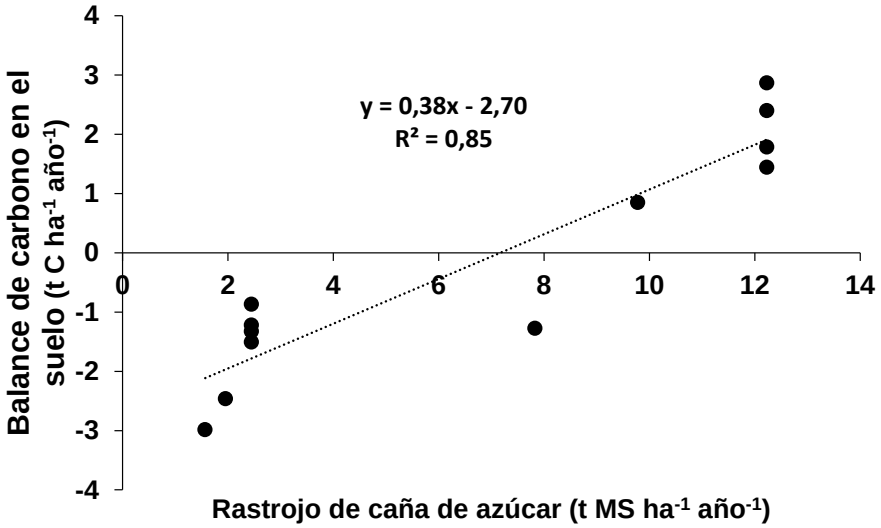


Figura 2: Balance de carbono del sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán en función de la cantidad de rastrojo inicial.

La relación obtenida en la Figura 2 indica a priori que para el sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán, el rango de rastrojo mínimo que debe mantenerse en campo para conservar el COS (balance= cero) es de 6 a 8 t MS ha^{-1} $año^{-1}$.

CONCLUSIONES

Los resultados de este trabajo son los primeros reportados en el sistema cañero de Argentina asociados a las emisiones CO_2. Los mismos demuestran que existen alternativas viables para determinar en el corto plazo el balance de C en agro-ecosistemas a partir del C que ingresa por rastrojo y raíces y el emitido por el sistema suelo-planta. Sin embargo, esta metodología no reemplaza en ninguna medida los ensayos que evalúan a largo plazo la dinámica del COS, más bien la complementan.

A partir de estas estimaciones se ha podido establecer que el sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán tiene un secuestro potencial de C estimado de 2,03 t de C ha^{-1} $año^{-1}$ cuando no se quema el rastrojo y se fertiliza con 110 kg de N ha^{-1}. La quema de rastrojo (práctica habitual en esta área cañera) transforma la capacidad secuestradora de C del sistema

suelo-caña de azúcar de Tucumán, en un sistema emisor de C como CO_2 a la atmósfera, agotando gradualmente el C del suelo. Sin embargo, la fertilización nitrogenada disminuye parcialmente el efecto adverso de la quema de rastrojo.

Un balance de C de suelo positivo y/o cercano a cero (sin quema de rastrojo) permite establecer la mínima cantidad de rastrojo que debe mantenerse en el campo para conservar el COS, y a su vez la máxima cantidad permitida de extracción y uso sostenible del rastrojo de caña de azúcar. Los resultados de este experimento establecieron que para el sistema suelo-caña de azúcar de Tucumán, el rango de rastrojo mínimo que debe mantenerse en campo para conservar el COS (balance= cero) es de 6 a 8 t MS ha^{-1} $año^{-1}$.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al equipo de campo del programa de caña de azúcar de INTA por su asistencia técnica en la realización del experimento. El estudio y difusión de este trabajo fue parcialmente financiado por presupuesto del INTA (PNIND 2013-2019 N° 1108064; PRET TUSGO N° 1231101) y el Ministerio de Ciencia y Tecnología de Argentina (PICT 2008, N° 307). JChV tiene una beca de CONICET.

BIBLIOGRAFÍA

- Acreche, M.M., Portocarrero, R., Chalco Vera, J., Danert, C., Valeiro, A.H., 2014. Greenhouse Gas Emissions from Green-Harvested Sugarcane With and Without Post-harvest Burning in Tucumán, Argentina. Sugar Tech 16, 195–199. doi:10.1007/s12355-013-0270-5
- Batjes, N.H., 1998. Mitigation of atmospheric CO_2 concentrations by increased carbon sequestration in the soil. Biol. Fertil. Soils 27, 230–235. doi:10.1007/s003740050425
- Berg, B., McClaugherty, C., 2013. Plant Litter: Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration, SpringerLink : Bücher. Springer Berlin Heidelberg.
- Cardoso, E.J.B.N., Vasconcellos, R.L.F., Bini, D., Miyauchi, M.Y.H., Santos, C.A. dos, Alves, P.R.L., Paula, A.M. De, Nakatani, A.S., Pereira, J. de M., Nogueira, M.A., 2013. Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? Sci. Agric. 70, 274–289. doi:10.1590/S0103-90162013000400009
- Carvalho, J.L.N., Carlos Eduardo Pelegrino, C., Feigl, B.J., Píccolo, M.D.C., Godinho, V.D.P., Herpin, U., Cerri, C.C., 2009. Conversion of cerrado into agricultural land in the south-western Amazon: carbon stocks and soil fertility. Sci. Agric. 66, 233–241. doi:10.1590/S0103-90162009000200013
- Carvalho, J.L.N., Otto, R., Junqueira Franco, H.C., Ocheuze Trivelin, P.C., 2013. Input of sugarcane post-harvest residues into the soil. Sci. Agric. 70, 336–344. doi:10.1590/S0103-90162013000500008
- Cerri, C.C., Galdos, M. V., Maia, S.M.F., Bernoux, M., Feigl, B.J., Powlson, D., Cerri, C.E.P., 2011. Effect of sugarcane harvesting systems on soil carbon stocks in Brazil: An examination of existing data. Eur. J. Soil Sci. 62, 23–28. doi:10.1111/j.1365-2389.2010.01315.x
- Chalco Vera, J., Valeiro, A., Posse, G., Acreche, M.M., 2017. To burn or not to burn: The question of straw burning and nitrogen fertilization effect on nitrous oxide emissions in sugarcane. Sci. Total Environ. 587–588, 399–406. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.02.172
- Craine, J.M., Morrow, C., Fierer, N., 2007. Microbial nitrogen limitation increases decomposition. Ecology 88, 2105–2113. doi:10.1890/06-1847.1
- Dick, R.P., 1992. A review: long-term effects of agricultural systems on soil biochemical and microbial parameters. Agric. Ecosyst. Environ. 40, 25–36. doi:http://dx.doi.org/10.1016/0167-8809(92)90081-L
- Digonzelli, P., Romero, E.R., Tonatto, J., Ullivarri, J.F. De, Giardina, J., Alonso, L., Quinteros, R., 2011. Dinámica de la descomposición del residuo de la cosecha en verde de la caña de azúcar (RAC). EEAOC - Av. Agroindustrial 32, 20–24.
- Fogliata, F.A., 1995. La caña de azucar - La fertilización, in: Agronomía de La Caña de Azúcar: Tecnología, Costos, Producción. Tomo 3. El Graduado, Tucumán, Argentina, pp. 1081–1451.
- Galdos, M.V., Cerri, C.C., Lal, R., Bernoux, M., Feigl, B., Cerri, C.E.P., 2010. Net greenhouse gas fluxes in Brazilian ethanol production systems. GCB Bioenergy 2, 37–44. doi:10.1111/j.1757-1707.2010.01037.x
- Harrison, A.F., Harkness, D.D., Bacon, P.J., 1990. The use of bomb-14C for studying organic matter and N and P dynamics in a woodland soil., in: Nutrient Cycling in Terrestrial Ecosystems: Field Methods, Application and Interpretation. Elsevier Applied Science Publishers Ltd., Barking, pp. 246–258.
- Hutchinson, G.L., Livingston, G.P., 2001. Vents and seals in non-steady-state chambers used for measuring gas exchange between soil and the atmosphere. Eur. J. Soil Sci. 52, 675–682. doi:10.1046/j.1365-2389.2001.00415.x

- IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories., in: Volume 4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Chapter 2: Generic Methodologies Applicable to Multiple Land-Use Categories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K. (Eds.), IGES, Japan., pp. 1–59.
- Johnston, A.E., Poulton, P.R., Coleman, K., 2009. Chapter 1 Soil Organic Matter. Its Importance in Sustainable Agriculture and Carbon Dioxide Fluxes, 1st ed, Advances in Agronomy. Elsevier Inc. doi:10.1016/S0065-2113(08)00801-8
- Lal, R., 2004. Soil carbon sequestration in India. Clim. Change 65, 277–296. doi:10.1023/B:JOMG.0000017431.45314.07
- Mello, F.F.C., Cerri, C.E.P., Davies, C.A., Holbrook, N.M., Paustian, K., Maia, S.M.F., Galdos, M. V, Bernoux, M., Cerri, C.C., 2014. Payback time for soil carbon and sugar-cane ethanol. Nat. Clim. Chang. 4, 605–609. doi:10.1038/nclimate2239
- Moorhead, D.L., Sinsabaugh, R.L., 2006. A theoretical model of litter decay and microbial interaction. Ecol. Monogr. 76, 151–174. doi:10.1890/0012-9615(2006)076[0151:ATMOLD]2.0.CO;2
- Oliveira, D.M. da S., Paustian, K., Davies, C.A., Cherubin, M.R., Franco, A.L.C., Cerri, C.C., Cerri, C.E.P., 2016. Soil carbon changes in areas undergoing expansion of sugarcane into pastures in south-central Brazil. Agric. Ecosyst. Environ. 228, 38–48. doi:10.1016/j.agee.2016.05.005
- Parkin, T.B., Venterea, R.T., 2010. Chamber-based trace gas flux measurements. Sampl. Protoc. 2010, 3.1-3.29.
- Rachid, C.T.C.C., Pires, C.A., Leite, D.C.A., Coutinho, H.L.C., Peixoto, R.S., Rosado, A.S., Salton, J., Zanatta, J.A., Mercante, F.M., Angelini, G.A.R., Balieiro, F. de C., 2016. Sugarcane trash levels in soil affects the fungi but not bacteria in a short-term field experiment. Brazilian J. Microbiol. 47, 322–326. doi:10.1016/j.bjm.2016.01.010
- Sousa, J.G.D.A., Cherubin, M.R., Cerri, C.E.P., Cerri, C.C., Feigl, B.J., 2017. Sugar cane straw left in the field during harvest: Decomposition dynamics and composition changes. Soil Res. 55, 758–768. doi:10.1071/SR16310
- Vermeulen, S.J., Campbell, B.M., Ingram, J.S.I., 2012. Climate Change and Food Systems. Annu. Rev. Environ. Resour. 37, 195–222. doi:10.1146/annurev-environ-020411-130608
- Vezzani, F.M., Mielniczuk, J., 2009. Uma visão sobre qualidade do solo. Rev. Bras. Ciência do Solo 33, 743–755. doi:10.1590/S0100-06832009000400001
- Wood, A.W., 1991. Management of crop residues following green harvesting of sugarcane in north Queensland. Soil Tillage Res. 20, 69–85. doi:10.1016/0167-1987(91)90126-I

C4P24. MODELACIÓN 2D DE INUNDACIONES EN AREAS BAJAS CON MDT DERIVADOS DE DRONES Y ASISTIDA POR IMÁGENES SENTINEL-1

Chavarro Rincón, Diana[1]; Parodi, Gabriel[2]; Damiano, Francisco[3*] y Castellano Santiago[4].

[1.] Ambient Sensing. Enschede, Paises Bajos. [2] Faculty of Geoinformation of the University of Twente, Enschede, Paises Bajos. 3. Instituto de Clima y Agua, INTA Castelar. [4.] Privado. *. e-mail contacto: damiano.francisco@inta.gob.ar

RESUMEN

Una inundación es un fenómeno natural catastrófico cuyo riesgo está vinculado a características inherentes al fenómeno climático, las propiedades físicas, geomorfológicas y geométricas del medio que recibe el agua, al estado hídrico del almacenamiento antecedente del sistema y a factores adicionales debidos a alteraciones antrópicas. Integrar estas variables en el manejo del agua superficial en áreas de llanura anegables requiere de herramientas de última generación. Para ello, se probó la aplicabilidad de un Modelo Digital de Terreno (MDT) derivado de mosaicos fotográficos generados por un dron alar, en un modelo hidráulico bidimensional. El objetivo fue evaluar la operatividad del mecanismo en el diseño de estructuras agrohidrológicas de control de inundaciones en campos bajos. El método también probó la aplicabilidad de la percepción remota como mecanismo no solo del monitoreo si no de determinación de inundaciones de referencia para probar la replicabilidad del modelo hidráulico. Se intentó identificar los aspectos operacionales que favorecen y afectan la modelación de la inundación y se concluyó con un resumen de recomendaciones. Los resultados indicaron que, para conseguir una precisión absoluta mínima de altura de 10 cm con fotografía pancromática, se requiere un relevamiento durante un periodo seco, un pre-procesamiento de filtrado de la nube de puntos generados, seguido de una máscara para preservar la altura de estructuras que afecten la modelación hidráulica. En lo referente a la modelación misma, el modelo fue capaz de reproducir la inundación de diseño pero se requieren corridas adicionales para refinar los aspectos geométricos involucrados. En una etapa subsiguiente del estudio se establecerán mecanismos para reproducir mejoramientos potenciales del drenaje mediante la manipulación del MDT y funciones adicionales del modelo hidráulico para las condiciones modificadas. Todos los procedimientos descritos en este método deben ser adaptados a cada uno de los tipos de cobertura propios de la región.

Palabras claves: agrohidrología, MDT, percepción remota.

INTRODUCCIÓN

Se desarrolló un experimento con presupuesto muy limitado a los efectos de evaluar la utilidad de modelos de terreno generados a partir de un dron alar en el control de anegamientos de campos bajos en el área de General Viamonte, provincia de Buenos Aires. El objetivo inicial se centró en la descripción metodológica del experimento, su ejecución y su descripción, identificando aspectos operacionales que tanto favorecieron como dificultaron las operaciones de campo, de laboratorio y el modelo hidráulico.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de trabajo

El trabajo se realizó en el establecimiento agropecuario "La Amelia" en las cercanías de la localidad de La Delfina a 13 km al NO de Los Toldos (Figura 1). Se cubrió un área total de 293 ha. El establecimiento dispone de una serie de coberturas diferentes: caserío, monte, cultivos, pastizal natural y suelo descubierto. Dispone además de una serie de intervenciones hidráulicas que sirvieron para evaluar la eficiencia de método en áreas de lagunas, canales, cunetas y caminos y áreas varias con cobertura fotográfica completa como limitada. El trabajo se desarrolló en un periodo de dos medios días y en condiciones climáticas algo desfavorables para trabajos de este tipo.

Monitoreo de las inundaciones recientes por medio de sensores remotos

Para el monitoreo de las inundaciones en la zona de estudio en años recientes, se usaron imágenes Sentinel-1 del programa Copernicus de la Unión Europea. Este satélite lleva a bordo un instrumento tipo SAR (Synthetic Aperture Radar) que opera en la banda C (frecuencia central 5,405 GHz).

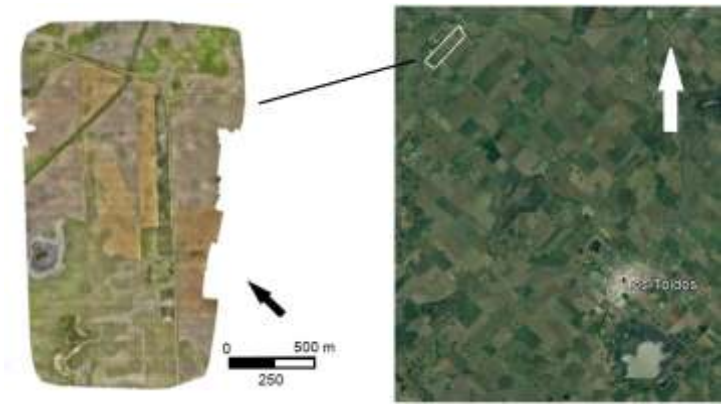


Figura 8: Localización del establecimiento y mosaico aerofotográfico

En la elección de este sensor se tuvo en cuenta la ventaja que ofrece el hecho de que las ondas de radar pueden penetrar las nubes y por lo tanto se obtienen imágenes claras. Para el monitoreo se analizó un set de imágenes del año 2016 y 2017, períodos en los que se cuenta con abundante cobertura temporal del satélite. De ésta manera se utilizaron 24 imágenes entre enero de 2016 y diciembre de 2017 (una por cada mes) en el modo de adquisición IW-GRD (interferometry Wide Swath, Ground Range Detected). En la selección de imágenes se prestó especial atención a que todas hubieran sido adquiridas en la misma geometría (igual órbita relativa) lo que es un requisito para el monitoreo de las variaciones en los cuerpos de agua. El procesamiento de las imágenes se llevó a cabo con la herramienta SNAP de la agencia espacial europea (ESA), e incluye los siguientes pasos: 1) ajuste en el tamaño de la imagen para reducir los requerimientos computacionales, 2) Aplicación del archivo de órbita (para optimizar la información de posicionamiento de la imagen), 3) Remoción del ruido térmico, 4) Calibración radiométrica, 5) Filtrado de patrones moteados, 6) Corrección de terreno, 7) Conversión a decibeles, 8) Extracción de la huella de agua por medio de aplicar un umbral en la banda de polarización VV .

Con la metodología descrita anteriormente se determinó la presencia de agua en las 24 imágenes. De este análisis se tomó como referencia la imagen de diciembre de 2017 como la época más seca (

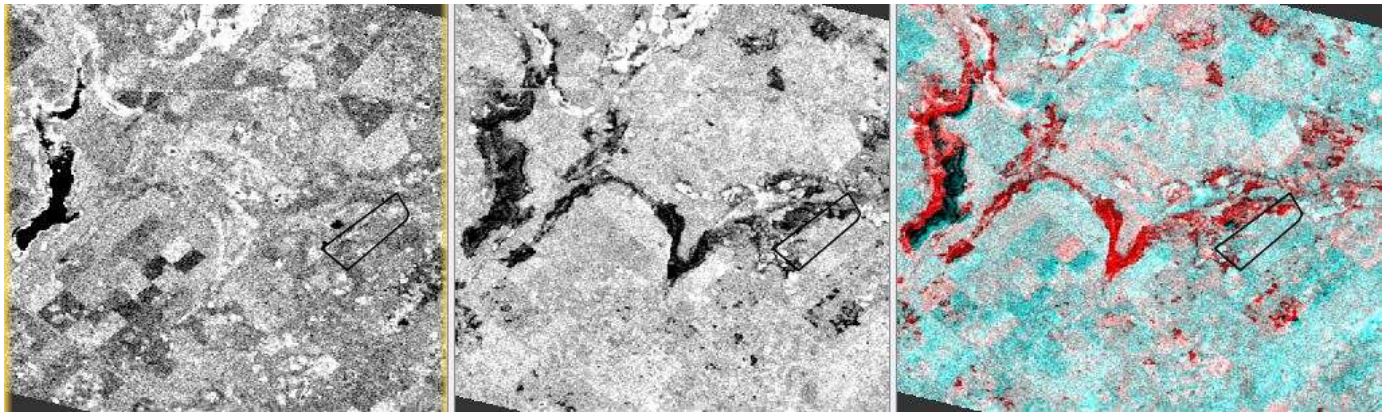


Figura 9 A) y la de abril de 2017 como la imagen correspondiente a la peor inundación, (

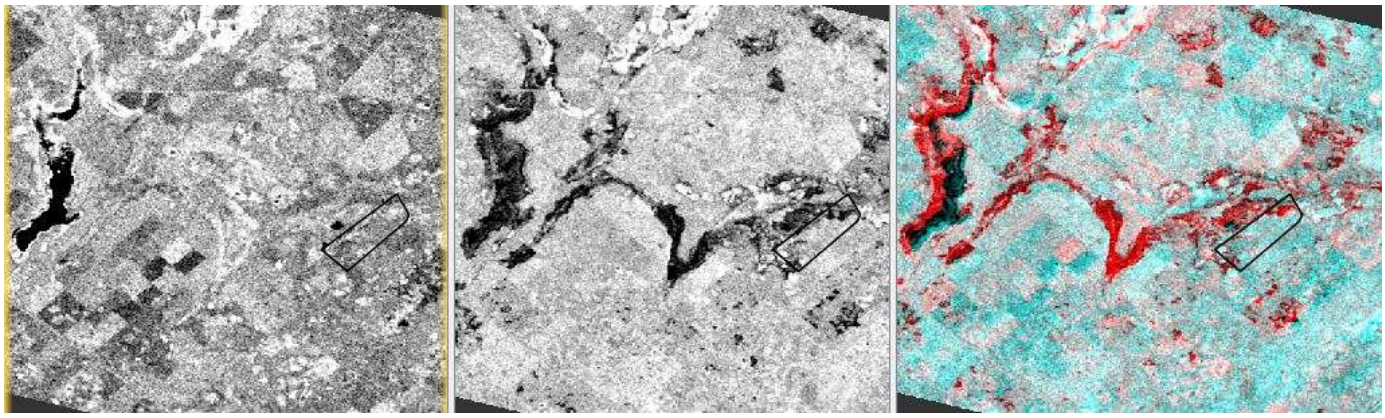


Figura 9 B). El paso final consiste en crear una imagen de falso color RGB usando la imagen de la época seca –que se denomina imagen "archivo"-, y la imagen con la peor inundación –denominada imagen "crisis". Para lograr esto, se deben agregar las dos imágenes en un mismo archivo, mediante la opción Co-registración. Para la imagen de falso color se asigna la imagen de archivo al canal rojo (R), y la imagen de crisis a los canales verde y azul (G), (B). El resultado es una imagen en donde se pueden apreciar los cuerpos permanentes de agua en negro y las áreas temporalmente inundadas en rojo, como se aprecia en la

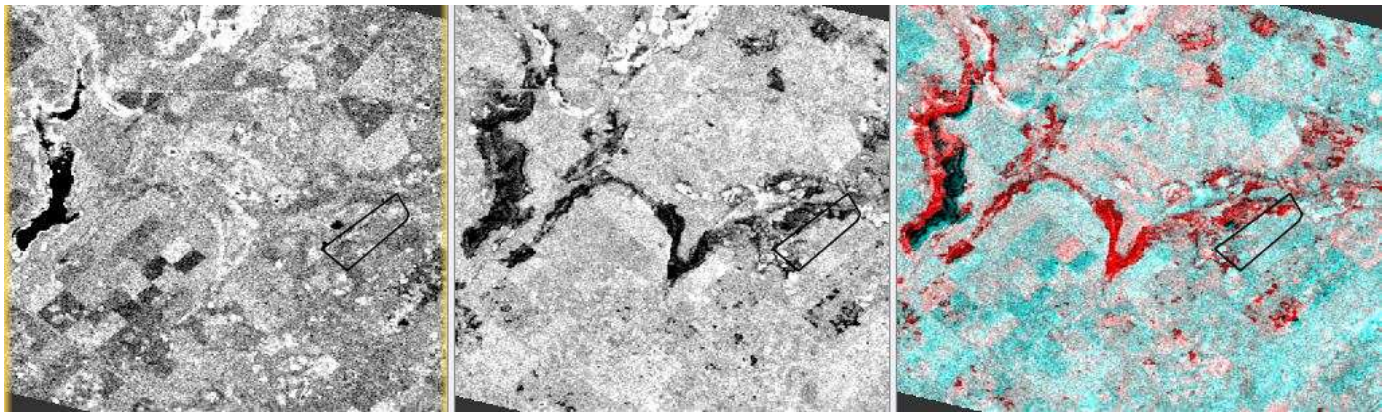


Figura 9 C. De la imagen "crisis" también se obtiene un mapa de polígonos que corresponde a la huella del agua durante la inundación y que será usada como referencia durante el modelamiento en 2D.

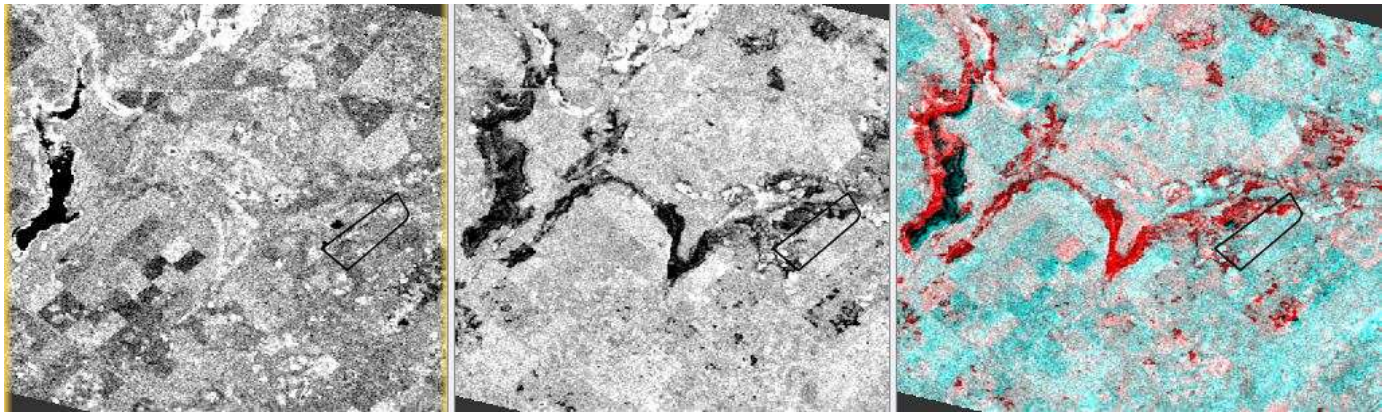


Figura 9: A (izq)- imagen de referencia (seca). B (centro)- imagen de inundación. C (der)- Imagen de Falso color en radar. El polígono negro indica el campo en estudio.

Preparación del área para el vuelo del dron

La preparación del terreno consistió en la fijación de al menos 6 puntos visibles a los cuales se determinaron las coordenadas geográficas con un GPS geodésico de tipo RTK en el sistema de georreferencia POSGAR nacional. A efectos de mejorar la triangulación en áreas homogéneas como trigo cosechado, pradera homogénea y terreno plano compactado, se abrieron marcas visibles con cruces de cal. Finalmente se estableció un área de aterrizaje.

Se programaron 5 vuelos a una altura de 240 m para obtener una precisión de 10 cm según las características de la cámara disponible. A los efectos de la evaluación del Modelo Digital de Terreno (MDT), durante los vuelos se ejecutó una transecta de referencia siguiendo un alineamiento de alambrados claramente identificable. Finalmente se procedió a una inspección visual, fotográfica y medición de algunas de las estructuras de hidráulicas presentes como el canal y las lagunas para luego corroborar la efectividad del dron en la identificación de las dimensiones de esas estructuras que son fundamentales en el modelo hidráulico.

MDT derivado de fotografías pancromáticas del dron alar

Las fotografías digitales individuales del dron son tratadas con el software de procesamiento Pix4D mapper pro versión 3.0.17. Los resultados del reporte de vuelo indicaron un área cubierta de 2,9 km2, con una muestra de sampleo de 4 cm. El RMSE de geolocalización de los 4 puntos de control fue de 6 cm. El error relativo de localización en "Z" del modelo de superficie variable pero dentro de los 10 cm esperados. Los productos generados por este procesamiento son: el Modelo de Superficie de Terreno (MST), el mosaico fotogramétrico y un archivo de puntos X, Y, Z. extremadamente denso que es la base de todos los otros mapas. Este archivo se refiere como LAS.

El MST debe ser filtrado para eliminar la mayor cantidad de objetos sobre la superficie de tal forma que el modelo hidráulico reciba un MDT no afectado por esos elementos. La conversión del MST a MDT es un proceso que no tiene un procedimiento único. Depende mucho del objetivo del proyecto, de la calidad del MST generado y de sus errores y finalmente de la densidad, tamaño y cobertura de los variados elementos sobre la superficie. En el caso de control de anegamientos hay aspectos ventajosos como el hecho que los sectores anegables no suelen tener mucha vegetación o disponen de vegetación rala. También hay desventajas muy serias como en las zonas con agua en superficie donde la triangulación fotogramétrica fracasa y el MST de esos sectores debe ser desechado. Para la conversión del MST en el MDT se optó por trabajar con el archivo LAS y un software especializado de tratamiento de ese tipo de archivos llamado LASTOOLS (Isenburg, 2017). Básicamente el procedimiento determina cuales de todos los puntos del archivo LAS están ubicados sobre el terreno y cuáles no. Luego se genera el MDT con un procedimiento de interpolación idéntico al que generó el MST pero solo utilizando una interpolación de los puntos sobre el terreno y desechando los otros.

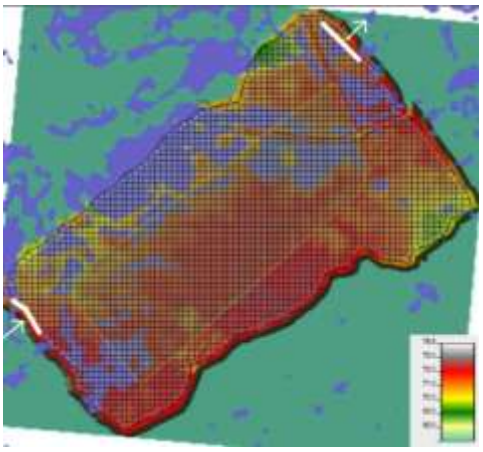


Figura 10: Malla de modelación 2D en HECRAS y sectores de entrada y salida de agua. La región en azul superpuesta corresponde al sector inundado según la imagen S1 de referencia.

LASTOOLS es un software en estado de desarrollo y altamente especializado. La documentación es adecuada pero limitada. El archivo LAS se somete a una serie de procesos secuenciales de comandos recomendados. Las opciones son muy amplias y la elección del mejor procedimiento para cada caso es tema de estudio. El trabajo concluyó con una agregación del modelo de 4 cm de resolución a 50 cm sin una pérdida de precisión apreciable.

Modelamiento Hidráulico 2D

Desde el punto de vista de modelación hidráulica, las áreas bajas con escaso relieve favorecen la robustez de modelos hidráulicos bidimensionales. En esta ocasión se ha intentado con el modelo HECRAS 5.0.3 (US Army Corps of Engineers, 2016), que es la más reciente versión de este modelo. Una de sus ventajas es que trabaja con una doble malla: una de elementos finitos para el cálculo hidráulico y la otra es la del MDT. En otros modelos esas mallas deben ser idénticas lo que inevitablemente obliga a comprometer la precisión, incrementado el tamaño del pixel del MDT a través de promedios de alturas de píxeles vecinos para lograr un tiempo de procesamiento razonable. En este modelo, a cada celda de la malla de cálculo se le asigna una curva de almacenamiento de agua en función de la altura que se genera con el MDT de alta resolución. Esto resulta en una alta velocidad de ejecución del modelo, manteniendo las propiedades del MDT original. Los resultados se grafican sobre el MDT lo que produce una solución realista y eficiente de la inundación.

El modelo HECRAS se ejecutó en esta instancia en modo 2D debido a la escasa información disponible de la geometría del canal. El modelo puede ejecutarse también acoplando el modelo 2D al 1D (canales) permitiendo de esa manera la modelación de estructuras hidráulicas. Debido a las limitadas dimensiones del MDT no se alcanzó a cubrir una cuenca hidrográfica completa por lo que se realizaron algunos artificios en sus contornos para permitir la ejecución del modelo. Estas modificaciones consistieron principalmente en simular la simetría longitudinal de la laguna del N.O. por medio de una alteración del MDT creando una presa artificial. Por otra parte se ignoraron en esta oportunidad las estructuras de evacuación como el alcantarillado sobre el camino al norte. Estas limitaciones no impiden ejecutar el modelo para comparar sus resultados con la información obtenida de las imágenes satelitales. Como condiciones de borde aguas arriba en el modelo se consideró un hidrograma de carga triangular en el sector S.O. del campo, donde se comprobó la entrada de agua.

Los caudales son bajos y localizados, por lo que el hidrograma se estima a partir de una distribución pluvial constante sobre el área de influencia, y una vez determinado el volumen de agua se lo distribuyó triangularmente sobre el tiempo de duración de la lluvia. Para estas estimaciones se usó la lluvia acumulada de los día 6 a 10 de abril –previa a la inundación reflejada en la imagen satelital de referencia-, obtenida de los registros del Sistema de Información y Gestión Agrometeorológica, SIGA2, estación Lincoln (Instituto de Clima y Agua, INTA).

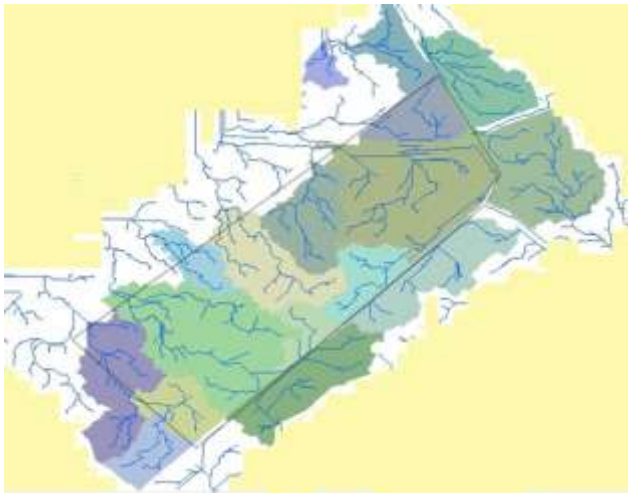


Figura 11: Generación automática de circuitos hidrológicos

El modelo hidráulico no considera infiltración pues se ejecuta para inundaciones. Como condición de borde en la salida se consideró una pendiente normal que es la más adecuada en estos ambientes. Para el modelamiento se fijó el tamaño de la grilla = 30 m y el intervalo de computación = 10 min. La Figura 10 muestra esquemáticamente el escenario para el modelamiento, en donde se ha incluido la huella de agua correspondiente a la inundación de referencia.

Determinación digital de Circuitos hidrológicos

Se definen en este artículo como “circuitos hidrológicos” microcuencas hidrológicamente independientes que requieren que el agua de inundación supere cierto umbral de altura para que queden comunicadas. El manejo de agua interna se realiza a partir de estos circuitos hidrológicos. La identificación de estas áreas es un trabajo de alta especialización ya que se requiere de interpretación experta que integre los conceptos de fotointerpretación y geomorfología junto con aspectos de botánica y ambientes regionales.

En este trabajo sin embargo se ha intentado evaluar la utilización del MDT de alta resolución para generar estos circuitos en forma automática. Para ellos se ha utilizado el módulo" Hydrology" de ArcGIS. Este módulo utiliza el MDT para determinar un mapa de dirección y acumulación de flujo, para posteriormente determinar la red de drenaje natural del terreno. Una vez establecida esta red, se puede decidir manualmente los puntos en los cuales se quiere determinar el área de drenaje o circuito hidrológico. La Figura 11 muestra los circuitos hidrológicos resultantes de este procedimiento.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Controles del MDT generado

Se compararon los resultados de diferentes procesamientos del MDT para puntos coincidentes con una transecta transversal medida con GPS geodésico sobre el terreno (Figura 12). El área presentaba cobertura densa de pastos altos que esperaba ser eliminada con el procesamiento de LASTOOLS. La figura 5 muestra el resultado del procedimiento de filtrado mencionado. Los puntos azules son las mediciones con GPS geodésico. En rojo el valor de altura extraído del modelo digital de superficie (considerando los objetos) y en amarillo los valores que se extraen del MDT después del procedimiento LASTOOLS. Este ensayo limitado permitió la continuidad del procedimiento que se completó con imágenes de radar en momentos de anegamientos. Se concluyó además la gran conveniencia de volar en condiciones de suelo descubierto.

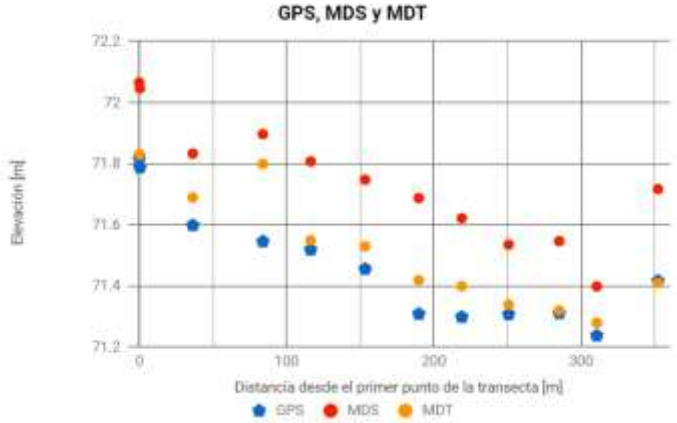


Figura 12: Transecta de control. MDS en rojo, GPS geodésico en azul y MDT generado luego del procesamiento del MDT en LASTOOLS en amarillo.

Filtrado el MDT se procedió a la reconstrucción digital de los cuerpos de agua donde el MST fracaso por falta de puntos de triangulación. El ajuste se hizo por medio de la imposición del "tallado" de la profundidad de la laguna a través de un procedimiento de interpolación sencillo donde las lagunas se las supuso como cuerpo oval de baja profundidad.

Resultados de la modelación 2D

Se hicieron varias simulaciones usando los parámetros indicados en la sección anterior, con lo cual se produjeron diferentes escenarios de modelamiento. Para ello se modificó la localización del hidrograma de entrada y posible punto de evacuación del caudal de acuerdo a la topografía. La modelación dinámica obtenida utilizando los puntos de entrada y salida presentados en la Figura 10 pudo reproducir de manera aproximada la inundación de diseño (Abril de 2017) obtenida por medio de las imágenes Sentinel-1. En las **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** y **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** se puede apreciar los resultados del modelamiento al final del período de inundación (10 de abril de 2017): profundidad del agua en m y velocidad del agua en m s^{-1} (esta última es demostrativa porque el hidrograma de carga es sobredimensionado para reducir los tiempos de cálculo). En estas figuras se observa una mejor correspondencia entre el modelo y la inundación de referencia en las partes bajas del campo hasta la cota fijada para la entrada del caudal. Este resultado era previsible teniendo en cuenta que el área de estudio fue artificialmente delimitada y no se agregaron caudales en cotas más altas. En una etapa subsiguiente se considerarán otros escenarios para el modelamiento. A pesar de las limitaciones reducidas del área de trabajo, los resultados fueron satisfactorios.

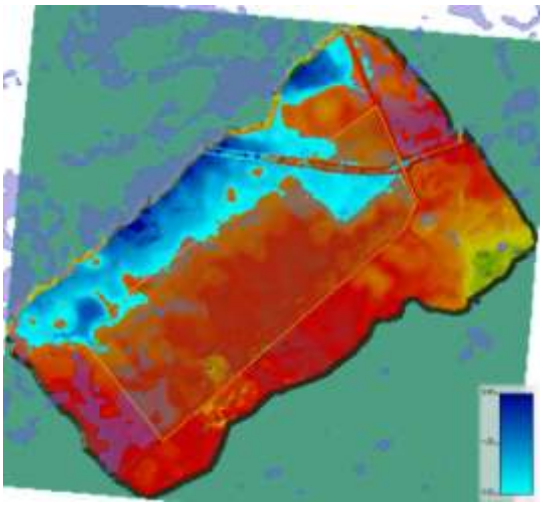


Figura 13: Profundidad del agua.

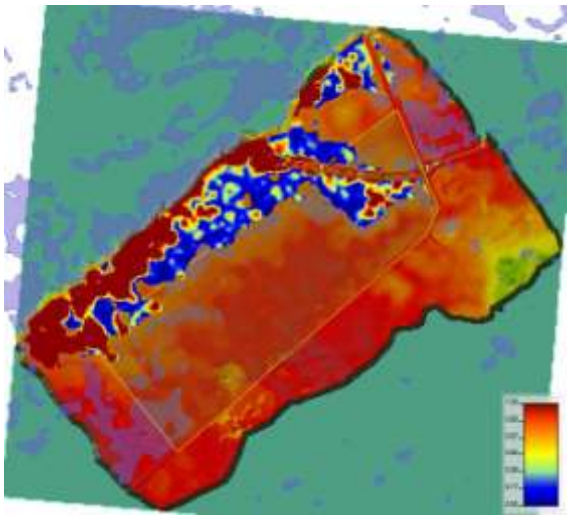


Figura 14: Velocidad máxima (demostrativo)

CONCLUSIONES

Quedó demostrada la gran utilidad de los drones alares para la elaboración de MDT en áreas de planicie extrema. El planeamiento del vuelo en momentos de sequía, la ruptura de áreas homogéneas con demarcaciones visible y la opción de volar en momentos de escasa cobertura o suelo desnudo facilitan ostensiblemente el post procesamiento de la imagen.

El post-procesamiento es la transformación del MST en MDT consiste en la eliminación digital de las objetos sobre el terreno y la corrección artificial de alturas utilizando herramientas de GIS en los sitios que no se dispone de elementos en superficie que faciliten una triangulación fotogramétrica. Es muy posible que en un futuro cercano sea común la utilización del LIDAR en drones lo que reduciría el trabajo de post-proceso a un mínimo. La herramienta LASTOOLS es adecuada para producir esa transformación pero requiere decisiones de umbrales de filtrado que son dependientes de la estructura de los objetos a eliminar, lo que implica un trabajo por sectores de imagen. Finalizado el MDT de esta forma, su aplicación en un modelo bidimensional como el HECRAS es muy eficiente en áreas bajas. Este modelo retiene la precisión del MDT pero trabaja hidráulicamente en una malla de mayores dimensiones lo que permite trabajar rápidamente y con cierres adecuados del balance de aguas. La interacción del modelo digital con GIS permite "tallar" en el MDT las estructuras de control de anegamientos que se consideren en la creación de distintos escenarios de trabajo. La rápida modelación permite estimar su funcionamiento y recalcular en forma expeditiva. La modelación de este tipo no requiere en principio de un modelamiento hidrológico específico para el área puesto que se puedes establecer caudales estimados a partir de lluvias registradas en las microcuencas de influencia y modelar sin serios inconveniente.

Finalmente, las imágenes de radar de S1 probaron ser una herramienta privilegiada en la verificación del comportamiento hidrológico del modelo hidráulico y en la obtención de las áreas de entrada y salida de aguas del modelo.

AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren agradecer al Señor Norberto Luis José Parodi quién permitió desinteresadamente el desarrollo del trabajo en su establecimiento "La Amelia", facilitó el traslado de personal y equipo al campo y aportó la asistencia operativa en momentos de pobres condiciones climáticas y al departamento de Aguas de la Facultad de Geo información de la Universidad de Twente, Enschede, Países Bajos por el financiamiento de la campaña.

BIBLIOGRAFÍA

- Isenburg, M. 2014. Processing Large Dense-Matching Point Clouds. https://rapidlasso.com/2014/08/25/processing-large-dense-matching-point-clouds/. Consulta: 2017
- US Corps Army of Engineers, 2016, HEC RAS 5.0 User manual, http://www.hec.usace.army.mil/software/hec-ras/documentation/HEC-RAS%205.0%20Users%20Manual.pdf, Consulta 2018.
- Instituto de Clima y Agua, INTA Sede Castelar. 2017. SISTEMA DE INFORMACIÓN Y GESTIÓN AGROMETEOROLÓGICA. http://siga2.inta.gov.ar/#/data. Consulta: 2018

C4P25. ESTABLECIMIENTO DE SISTEMAS AGROSILVOPASTORILES SOSTENIBLES A PARTIR DE SUELOS DEGRADADOS EN EL CARIBE SECO COLOMBIANO.

Chavez, Luis Fernando [1]; Kenica Mendoza[3]; Sonia Daryuby Ospina[1]; Adelina Rosa Caballero[2]; Darwin Fabian Lombo[2].

[1] **Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria - Corpoica.** Centro de Investigacion Palmira. Diagonal a la inter. de la Cra. 36A con Cl. 23, Palmira, Valle del Cauca, Colombia. lchavez@corpoica.org.co . Código 0000-0003-4251-9946
[2] Corporación Colombiana de Investigación Agropecuaria - Corpoica. Centro de Investigacion Motilonia. Agustin Codazzi, El Cesar. Colombia.
[3] Biorecuperar- Carbones del Cerrejón Ltd. Albania, La Guajira, Colombia.

RESUMEN

La disponibilidad de forraje en cantidad y calidad para alimentación de ganado en el caribe seco se ha convertido en el reto más importante para los agricultores especialmente en los últimos años debido a las prolongadas sequias asociadas a la variabilidad climática, que han afectado sus indicadores de productividad. En estas condiciones, se hace necesario el establecimiento de nuevos sistemas de uso y manejo del suelo que permitan aumentar la productividad agrícola y conservar los recursos naturales. El proyecto se desarrolló con pequeños agricultores en regiones con tierras áridas y semiáridas de los departamentos de La Guajira (2012) y del Cesar (2014), cuya principal actividad económica es la ganadería, donde predominan los suelos arcillosos, con relieve aplanado a ligeramente ondulado y degradación de sus suelos por las actividades antrópicas (quema, monocultivo, sobrepastoreo y deforestación). El principal objetivo del proyecto consiste en contribuir a la construcción de una base forrajera para el establecimiento de sistemas agrosilvopastoriles, incrementando el potencial productivo de los suelos, por medio del desarrollo de tecnologías apropiadas sostenibles en el tiempo que permitan rehabilitar los suelos en avanzado estado de degradación y sirvan de modelo para sostener la actividad agropecuaria a nivel Nacional. La metodología utilizada fue de investigación participativa, donde se utilizaron métodos cualitativos y cuantitativos de investigación para atender problemas y necesidades reales de las comunidades, con la conformación de los CIAL´S (Comités de Investigadores Agrícolas Locales) se logró instalar los primeros experimentos en campo. A la fecha se han recuperado más de 65 hectáreas de suelos degradados donde se han establecido sistemas agrosilvopastoriles sostenibles con la inclusión del pasto Mombasa (*Panicum* sp.), con producción de más de 45 toneladas de alimento (frijol, sandia, ahuyama y maíz) que brindan seguridad alimentaria e incremento de la productividad de la tierra por medio del mejoramiento de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. La evaluación de adopción propuesta de sistemas agrosilvopastoriles demuestra que existe un amplio reconocimiento y valor de importancia de los productores y técnicos hacia la multifuncionalidad de las especies forrajeras nativas. Reconocen su contribución al apoyo de los animales en los momentos más críticos del año y a la provisión de otros servicios, lo que facilita su adopción.

Palabras claves: Agrosilvopastoril; seguridad alimentaria; suelos degradados

C4P26. APORTE Y DESCOMPOSICIÓN DE BIOMASA DE UN CULTIVO DE COBERTURA EN UN HAPLUDOL TÍPICO DE CÓRDOBA

Cholaky, Carmen; Bongiovanni, Marcos; Cabrera, Soledad; Mattalia, Laura; Celli, Lucrecia, Marzari, Rosana; Gorjon, Juan; Parra Baltazar, Ganum, María J. y Corigliano José

Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. Ruta Nacional 36, km 608. Río Cuarto. Argentina. ccholaky@gmail.com

RESUMEN

Los cultivos de cobertura (CC) mejoran potencialmente múltiples funciones del suelo y del ambiente, dependiendo del manejo al que están sometidos. El objetivo fue evaluar el efecto de la labranza sobre la producción de materia seca aérea y radicular de un CC y valorar la descomposición de la biomasa aérea en función del manejo y tiempo de permanencia del residuo en el campo. El estudio se realizó en un Hapludol típico de Córdoba. En mayo de 2016 se sembró triticale (*Triticosecale*Wittm. ex A.Camus sobre un ensayo de labranzas: siembra directa (SD), reducida (LR) y convencional (LC). Se evaluó producción de biomasa áerea y radicular, actividad biológica global y descomposición del residuo en superficie, semienterradas y enterradas y se retiraron a los 64 y 155 días de colocadas. La labranza no influyó en la producción de biomasa área (media=6000 kg ha^{-1}) y si lo hizo en la biomasa radicular (5.149,93, 3.260,88 y 1.284,95 kg ha^{-1} en LR, LC y SD, respectivamente).La descomposición de la biomasa aérea fue de 47,95%y 83,38% a 64 y 155 días, respectivamente y la constante de descomposición de Olson (k_o) resultó similar (4,14 y 4,59 $año^{-1}$). El material semienterrado y enterrado se descompuso un30 y 40% más, respectivamente, que el de superficie, y las k_o difirieron (4,23, 6,40 y 2,47 $año^{-1}$, enterrado, semienterrado y en superficie, respectivamente). La respiración biológica global no difirió entre labranzas aunque la magnitud fue superior en LR y LC que en SD. Se concluye: la biomasa área es independiente de la labranza mientras que la biomasa radicular si es afectada por ella; el material se descompone casi en su totalidad durante el desarrollo del cultivo de verano posterior al CC y la labranza modifica la tasa de descomposición, acelerándola cuando el material se incorpora o semiincorpora al suelo.

Palabras clave: biomasa aérea y radicular, residuo remanente, sistema de labranza

INTRODUCCIÓN

La cobertura superficial del suelo a partir de residuos vegetales es un recurso técnico relevante para la protección de este contra los agentes de erosión, el mantenimiento del carbono orgánico, ciclado de los nutrientes y de la calidad del suelo en general (Blanco Canqui, 2012). La inclusión de cultivos de cobertura (CC) en rotaciones agrícolas es multifuncional, al tener un efecto potencial sobre servicios ecosistémicos como el mejoramiento de las propiedades físicas, química y biológicas de los suelos, la conservación y control de plagas y la producción de los cultivos (Blanco Canqui*et al*., 2015).

En la llanura ondulada del sur de Córdoba, predominan las rotaciones agrícolas de cultivos de verano con elevado predominio del cultivo de soja, en las que la siembra de CC durante el período invernales una alternativa para incrementar la protección del suelo contra la erosión hídrica (Cisneros *et al*., 2012) y el retorno de Carbono orgánico (CO) y nutrientes al suelo a través de la biomasa aérea y radicular. Sin embargo, el aporte de material y de cobertura así como la permanencia de esta sobre el suelo es función del proceso de descomposición al que queda sujeto el mismo, el cual depende de las condiciones climáticas, de la cantidad y calidad del residuo aportado, de su disposición en el suelo, del tiempo de permanencia del residuo en el campo así como del tipo y características de la comunidad descomponedora (Domínguez, 2012).El manejo del suelo a través de los sistemas de labranza modifica directa o indirectamente estos factores.

El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto del sistema de labranza sobre la producción de materia seca aérea y radicular de un cultivo de cobertura y valorar la descomposición de la biomasa aérea a partir de variaciones en el manejo y tiempo de permanencia del material en el campo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización del área de estudio

El sitio experimental se encuentra ubicado en proximidades del paraje La Aguada (32° 58' 02,89''S y 64° 36' 12,42"O, 638 msnm), en el campo de la Facultad de Agronomía y Veterinaria-UNRC. El relieve es ondulado y el suelo corresponde a un Hapludol típico, franco arenoso muy fino (13,03% de arcilla, 32,85% de limo y 43,40% de arenas muy finas), profundo, bien drenado. El clima es templado, subhúmedo. La temperatura media anual es de 16 ºC, la precipitación media anual es de 863 mm y el régimen de distribución es monzónico (INTA-MAGyRR, 1994).En el mes de abril, previo a la siembra del CC la lluvia fue de 113 mm y durante el ciclo de producción (5/5/2016 a 29/9/2016) de 89 mm. En el período de evaluación de la descomposición del residuo (28/12/16 a 31/5/17), la precipitación total fue de 382 mm y temperatura media del aire de 18,9ºC (Figura 1).

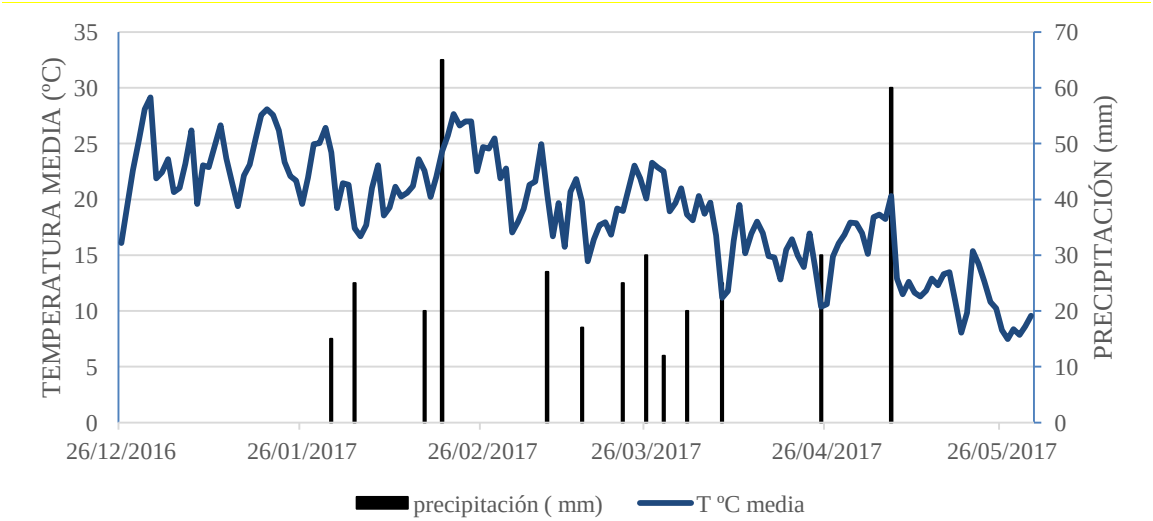


Figura 1: Temperatura media del aire y precipitación producida en el período de estudio de la descomposición de la biomasa aérea producida por el cultivo de cobertura (triticale).

Tratamientos y evaluaciones

En un ensayo de larga duración (desde 1994 a la fecha)en el que se evalúa el efecto de una rotación agrícola en base a maíz-soja con tres sistemas de labranza: siembra directa (SD), labranza reducida (LR) consistente en una labor vertical con subsolador tipo paratill más rolo cada dos años y siembra con sembradora de siembra directa y labranza convencional (LC), que incluye una labor con cincel más rastra doble acción y siembra. En una franja que atravesó a todos los sistemas de labranza, posterior a la cosecha de un cultivo de soja, el 5/5/2016 se sembró un cultivo de cobertura (CC) de triticale (*Triticosecale*Wittm. ex A.Camus, Cultivar "Yavú-UNRC"), con una densidad de siembra de 70 kg/ha y fecha de secado el 30/9/2016.

Previo al secado del CC, se recolectaron muestras de biomasa aérea para la de terminación de materia seca mediante secado a 40ºC y el 24/11/2016, se tomaron muestras de suelo + raíces de los primeros 10 cm del perfil, de volumen = 3100cm^3 para estimar el aporte de materia seca radicular, a partir del lavado, tamizado por malla de 2 mm y secado a 40 ºC.

A partir de la recolección y secado al aire de material producido por el CC, el 28/12/2016, a la siembra de un cultivo de maíz, en cada tratamiento de labranza se instalaron 9 bolsitas de red, de 12 x 12 cm de tamaño y apertura de malla de 4 mm, ubicadas en dos hileras compuestas de 3 bolsitas cada una, distanciadas a 1 m entre sí, totalizando 6 bolsitas por parcela. En cada bolsita se dispusieron 10 g (peso húmedo) y 9,26 g (peso seco) de material recolectado del CC (tallos, hojas, espigas) previamente cortado en trozos de 5 cm aproximadamente. La disposición de las bolsitas en el terreno varió según el sistema de labranza: sobre el terreno en SD, mitad enterradas y a 45º en LR y tres cuarto enterradas en LC. Las bolsitas fueron fijadas mediante estacas de alambre desde sus vértices y su posición fue marcada a través de cinta plástica de color.

En dos momentos desde su colocación: a 64 y 155 días, correspondiendo al 2/3/17 y 31/5/17, respectivamente, de cada parcela se retiraron 3 bolsas correspondientes a una hilera. Simultáneamente se registró el peso húmedo del contenido de 6 bolsas adicionales, a las que se les determinó en el laboratorio el contenido de humedad y de cenizas. Estos datos fueron utilizados para corregir el peso de cada una de las bolsas colocadas en el campo, y calcular el peso seco libre de cenizas de cada una de ellas. La estimación de la tasa de descomposición del residuo vegetal se realizó evaluando la pérdida de masa seca a partir de un peso conocido de residuos del CC, según la siguiente expresión, (Mi-Mt)/Mi x 100, donde Mi es el peso seco libre de cenizas inicial y Mt es el peso seco libre de cenizas final en el tiempo t (Coleman *et al*., 2004). Además se estimó la constante diaria de descomposición de Olson (k_o) en el período de tiempo que el residuo permaneció en el campo (t), según el modelo propuesto por Olson (1963): k_o = (LN (Mi/Mt)-t (días)). Esta constante se expresó además de manera anual, a partir del producto de k por 365 días y mediante su inversa ($1/k_o$) se estimó el tiempo medio de residencia del residuo (TMR).

En la misma fecha en que se instalaron las bolsitas de descomposición, se extrajeron muestras de suelo de los primeros 10 cm de espesor, en las que se evaluó la respiración biológica global en cada tratamiento de labranza, mediante la técnica de incubación durante 14 días a 28-30 °C de temperatura, en la que se recoge el dióxido de carbono producido en solución alcalina y se valora con un ácido de normalidad conocida (Frioni, 1990).

El diseño experimental fue en franjas con estructura en bloques, con 4 repeticiones. Los datos fueron analizados con el programa Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2016), mediante ANOVAS y las comparaciones de medias se realizaron a través del test LSD de Fisher, con un nivel de significancia del 5%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El sistema de labranza no influyó en la producción de materia seca aérea (n=24; p-valor=0,5280) mientras que si lo hizo en la biomasa radicular del CC (n=12; p-valor =0,0015) (Tabla 1).

Tabla 1: Producción de materia seca aérea y radicular del cultivo de cobertura de triticale en función del sistema de labranza.

Sistema de labranza	Materia seca aérea (kg ha^{-1})	Materia seca radicular (kg ha^{-1})
Siembra directa	5.712,50 a	1.284,95 c
Labranza reducida	6.332,63 a	5.149,93 a
Labranza convencional	5.743,00 a	3.260,88 b

Letras distintas en una misma columna indican diferencias estadísticamente significativas entre sistemas de labranza, test de comparación de medias LSD (α=0.05).

La cantidad total de material aportado al suelo varió entre 7.000 -11.500 kg ha^{-1} según el sistema de labranza. Esta variación, dada por raíces, puede explicarse por las diferencias en las condiciones edáficas generadas por la labranza, ya que las condiciones climáticas y la ontogenia del cultivo fueron constantes entre tratamientos. Tanto LR como LC incluyen labores de descompactación o aflojamiento, por lo que se puede sostener que estos manejos generaron cambios en la condición física del perfil que favorecieron la exploración y crecimiento radicular. Sin embargo, las condiciones climáticas, especialmente la cantidad de precipitaciones previo y durante el ciclo del cultivo generaron condiciones de disponibilidad hídrica suficientes para que a pesar de las diferencias observadas en materia seca de raíces, éstas no influyeran en la producción de biomasa aérea.

La inclusión del triticale como CC genera un aporte total de biomasa que contribuye a la cobertura del suelo, un ingreso de CO al mismo, además del ciclado de nutrientes por su descomposición. En este sentido, las especie vegetales pertenecientes a la familia de las poaceas, como lo es el triticale, poseen elevada proporción de raíces finas (1-2 mm de diámetro) que generan un íntimo contacto con el suelo que las rodea y presentan bajas tasas de mineralización, por lo que contribuyen al almacenaje de CO en el perfil (Redin *et al*., 2014). Como se expresó anteriormente, cuando se produce aflojamiento del perfil, la masa de raíces del cultivo de triticale puede alcanzar a la aportada por la biomasa aérea, con lo que la fuente de CO aportado por residuos puede duplicarse.

La descomposición de la biomasa aérea aportada varió según el momento de medición y la disposición que tuvo el material en el suelo (n=24, p-valor =0,0001), de modo que a medida que se incrementó el tiempo de permanencia del residuo en el campo y la incorporación al suelo también lo hizo la tasa de descomposición del mismo (Tabla 2). La evaluación a los 64 días después de la colocación de las bolsas indicó una descomposición del 47,95%, mientras que a los 155 días resultó significativamente superior, alcanzando un valor medio del 83,38%. La descomposición de la biomasa aérea del triticale fue un 30 y 40% superior cuando se lo mezcló con el suelo (LR y LC, respectivamente) que cuando se dispuso sobre la superficie edáfica como es el caso de la SD.

Tabla 2: Tasa de descomposición y constante de descomposición de la materia seca producida por el cultivo de cobertura de triticale en función de su disposición en el suelo.

Sistema de labranza	Tasa de descomposición (%)	k_o (día $^{-1}$)	TMR (días)
Siembra directa	49,03 c	0,008 c	129,73
Labranza reducida	66,66 b	0,012 b	85,95
Labranza convencional	81,31 a	0,018 a	54,46

Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre sistemas de labranza, según test de comparación de medias LSD (α=0.05).k_o= constante de Olson; TMR=Tiempo medio de residencia del residuo.

Estos resultados pueden ser atribuidos a diferencias en el grado de contacto del material vegetal con los organismos descomponedores presentes en el suelo. Cuando el residuo queda en superficie se encuentra físicamente menos accesible a los organismos descomponedores, mientras que al ser incorporado se promueve este contacto y con ello la descomposición del CO del mismo. En este caso, las bolsas presentaban una apertura de red de 4 mm por lo que de acuerdo a Coleman *et al*. (2004) es posible sostener que en la descomposición del material intervinieron microrganismos (diámetro de hasta 100 µm), mesofauna (de 100 hasta 2 mm de diámetro) y macrofauna (> 2 mm diámetro) del espesor de suelo en donde se ubicaron las bolsas. Domínguez (2012), en agroecosistemas de Córdoba observó resultados similares cuando comparó la descomposición de residuos producida a los 8 meses en labranza reducida respecto a siembra directa, en bolsas con malla de 10 mm.

Consecuentemente por lo expuesto precedentemente, a los 64 días el % de residuo remanente libre de cenizas fue significativamente superior que a los 155 días, presentando valores de 52, 05% y 16,62%, respectivamente. Al final del período de estudio el % de residuo remanente en las bolsitas difirió significativamente entre sistemas de labranza, en el sentido SD>LR>LC (Figura 2).

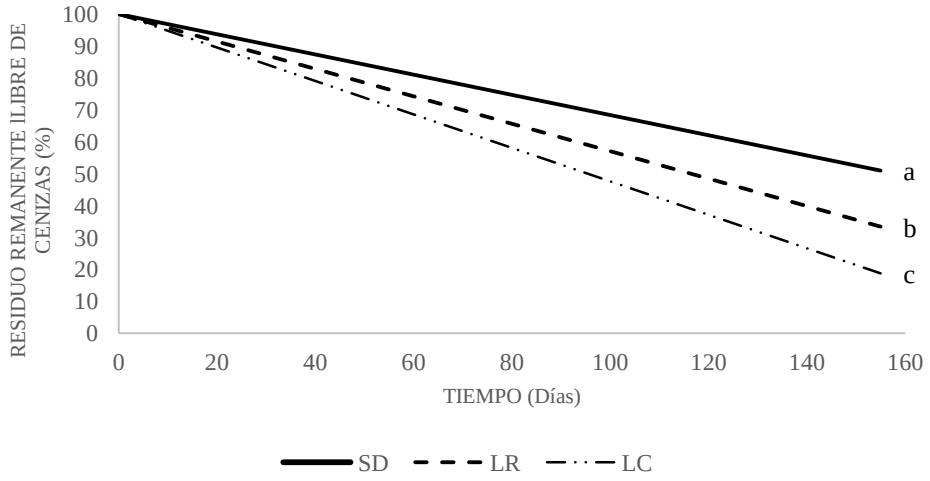


Figura 2: Residuo remanente libre de cenizas según sistema de labranza. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas entre sistemas de labranza, según test de comparación de medias LSD (α=0.05). SD=siembra directa, LR=Labranza reducida y LC=Labranza convencional.

La k_o (día $^{-1}$)no difirió entre los dos momentos de extracción de las bolsas pero si lo hizo entre sistemas de labranza, de modo que a mayor grado de enterramiento mayor k_o y menor el TMR del residuo en el suelo (Tabla 2).La ausencia de diferencias en k_o entre los dos momentos de extracción podría ser explicada al considerar que el período de estudio correspondió a la estación cálida y lluviosa del año, en donde la temperatura media del aire se mantuvo más o menos constante hasta la mitad del segundo período de extracción de las bolsas para luego descender gradualmente y la precipitación total fue de 382 mm, de los cuales 125 mm ocurrieron durante el primer periodo y el resto durante el segundo período de extracción (Figura 1). Las variables climáticas como la temperatura y la humedad, son factores de fuerte influencia sobre la descomposición de los residuos ya que regulan la diversidad, actividad y composición de comunidades descomponedoras. De acuerdo a Peña-Peña & Ulrich (2016), la tasa de descomposición de los residuos se incrementa en la estación lluviosa al aumentar el contenido de agua en el suelo. Los valores anuales de k_o durante el primer y segundo período de extracción fueron de 4,14 y 4,59 año^{-1}, respectivamente, siendo de magnitud similar a las constantes de descomposición obtenidas por los autores antes mencionados durante la estación lluviosa.

En cuanto al efecto del manejo del residuo, las diferencias en la k_o podrían explicarse a partir de lo planteado por Gallardo Lancho (2016), en cuanto a que el enterramiento y mezclado del residuo con el suelo, como lo ocurrido en LC y LR, modifica el microambiente en el que se ubica el mismo, exponiéndolo a mejores condiciones de humedad y temperatura para la actividad de los organismos descomponedores, así como, según Smith *et al*.(2009), por la modificación en el tipo de población microbiana que actúa en situaciones con remoción y sin remoción de suelo y de la cubierta de residuos vegetales. Los valores anuales de la constante de descomposición fueron 2,47, 4,23 y 6,40 año^{-1} en SD, LR y LC, respectivamente.

Cuando el residuo queda en superficie, el TMR es de algo más que 4 meses, con lo que el CC podría cumplir con la función de protección de la capa superficial del suelo especialmente en los primeros meses de crecimiento de los cultivos de verano y de ocurrencia de lluvias de alta intensidad. Cuando el residuo se entierra el TMR es de aproximadamente 2 meses, lo que indicaría que el residuo se descompone en el corto plazo pudiendo aportar al CO en el suelo y a la emisión CO_2 y disponibilidad de nutrientes a partir de su mineralización. La semiincorporación permitiría un TMR intermedio entre los otros dos manejos, pudiendo contribuir a la protección, al secuestro de CO y a la liberación de nutrientes para la producción de los cultivos.

Los resultados antes mencionados mostraron cierta relación con los obtenidos a partir de la evaluación de la respiración biológica total, la cual si bien no mostró diferencias entre los sistemas de labranza (n=24, p-valor= 0,3568), la tendencia en valores absolutos fue LR>LC>SD, con valores de 30,13, 29,86 y 25,34 mg CO_2.

CONCLUSIONES

-Bajo las condiciones de precipitación que prevalecieron durante el período de estudio el aporte de biomasa área del cultivo de cobertura de triticale se independiza del sistema de labranza.

-La producción de biomasa radicular es afectada por el manejo del suelo y su magnitud puede alcanzar a la de la biomasa aérea cuando se emplean sistemas de labranza que incluyen labores de descompactación.

-El material aportado por el cultivo de cobertura de triticale se descompone casi en su totalidad durante el desarrollo del cultivo de verano que se siembra a continuación.

-El Sistema de labranza modifica la tasa de descomposición del residuo aportado, acelerándola cuando el material se incorpora o semiincorpora al suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Blanco Canqui, H. 2012 Crop residue removal increases soil erosion and degrades soil quality: implications for sustainability XIX Congreso latinoamericano de la Ciencia del Suelo XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo Mar del Plata, Argentina.
- Blanco-Canqui, H, T M Shaver, JL Lindquist, C A Shapiro, R W Elmore, C A Francis & GW Hergert 2015. Cover Crops and Ecosystem Services: Insights from Studies in Temperate Soils" (2015). Agronomy &

Horticulture -- Faculty Publications. 844. https://digitalcommons.unl.edu/agronomyfacpub/844. Consultado 6/2/2018.

- Cisneros JM, CG Cholaky, A Cantero Gutierrez, JG Gonzalez, MA Reynero, A Diez & L Bergesio 2012. Erosión Hídrica. Principios y Técnicas de manejo. Uni Río Ed. Río Cuarto, Argentina. 286 pp.
- Coleman DC, DA Crossley, Jr. & PF Hendrix 2004. Fundamentals of soil ecology Elsevier Academic Press Second edition, USA. 386 pp.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., & C.W.Robledo. 2016. InfoStat. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- Domínguez A. 2012. La macrofauna edáfica y el proceso de descomposición de residuos vegetales como indicadores de sustentabilidad de los manejos agrícolas de la Pampa Húmeda Tesis doctoral – Universidad Nacional de Río Cuarto. Río Cuarto, Argentina.
- Frioni L. 1990. Ecología Microbiana del suelo. Dpto. de Publicaciones Ediciones de la Universidad de La República. Montevideo. Uruguay. 519 p.
- Gallardo Lancho JF.2016. La materia orgánica del suelo. Residuos orgánicos, humus, compostaje y captura de carbono. SiFyQA, Salamanca (España) y Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, Argentina. 400 pp.
- INTA-Ministerio de Agricultura, Ganadería y Recursos Renovables. 1994. Carta de Suelos de la República Argentina. Hoja 3366-12 Rio de los Sauces-Hoja 3366-18 Alpa Corral. Plan Mapa de Suelos Córdoba. Argentina.
- Peña-Peña K & I Ulrich. 2016. Moisture seasonality, soil fauna, litter quality and land use as drivers of decomposition in Cerrado soils in SE-Mato Grosso, Brazil. Applied Soil Ecology 107) 124–133.
- Redin M, R Guénon, S Recous, R Schmatz, L Liberalesso de Freitas, Caita & SJ Giacomini 2014. Carbon mineralization in soil of roots from twenty crop species, as affected by their chemical composition and botanical family. PlantSoil 378:205‑214.
- Smith J, SG Potts, BA Woodcock & P Eggleton. 2009. The impact of two arable field margin management schemes on litter decomposition. Aplied Soil Ecology 4 1: 90 – 9 7

C4P27. ANEGAMIENTO EN EL ESTE DE CORDOBA. ANALISIS HISTORICO, MODELACION EMPÍRICA Y PERSPECTIVAS DE CORTO PLAZO

Cisneros, José Manuel[1], Degioanni, Américo José[1] y Cantero Gutiérrez, Alberto

Departamento de Ecología Agraria, Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto, Ruta 36 km 601. Río Cuarto, Córdoba, Argentina. jcisneros@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN

La región Este de la provincia de Córdoba viene sufriendo fenómenos de inundación y anegamiento cada vez más frecuentes, a partir del ciclo 1997-2001. Los objetivos de esta contribución son analizar las implicancias de la variabilidad climática de largo, mediano y corto plazo, presentar modelos empíricos de variación de la napa freática en una dimensión, aplicables a los suelos de la zona, y analizar escenarios de corto plazo, como apoyo a las decisiones sobre uso y manejo de lotes sujetos a anegamiento. Para el análisis climático se utilizó una serie 1906-2016 de Corral de Bustos (Córdoba). El modelo de dinámica de la napa freática se desarrolló a partir de información freatimétrica de la serie 2006-2014, utilizando precipitación, evapotranspiración potencial (ETP) de Thonrnwaite, y coeficiente de almacenamiento estimado a partir de los propios datos. El modelo fue validado con datos de otros freatímetros de la zona y utilizado "en reversa" para reconstruir la historia de evolución de la freática de los últimos 35 años. Con el modelo calibrado, se analizaron tres escenarios climáticos, para tres posiciones topográficas. Los resultados muestran que el último ciclo húmedo (2014-2017) es el más intenso de los últimos 40 años. Los modelos desarrollados estiman los coeficientes de almacenamiento entre 4 y 6 mm de lluvia/mm de ascenso freático, con ajustes entre valores estimados y observados del orden del 70 %. La corrida del modelo "en reversa" ubica a la napa alrededor de 14 m en 1980. En situaciones de año Normal o Niño, suelos con napa por encima de 1 m presentan alto riesgo de anegamiento en el otoño siguiente, mientras que a profundidades en el orden de 2 m muestran un alto potencial de producción. Mediante un modelo empírico sencillo se pudo describir aceptablemente el comportamiento de la napa en el corto plazo.

Palabras claves: dinámica de napa, precipitaciones, escenarios

INTRODUCCIÓN

Los fenómenos de inundación y anegamiento están siendo cada vez más recurrentes en extensas áreas de la región pampeana y extrapampeana, en especial desde el año 1997. Aunque ambos términos sueles usarse indistintamente, es necesario definir con precisión cada uno de ellos. El término inundación es un volumen de agua en un lugar que afecta las actividades humanas y normalmente se aplica a un fenómeno asociado a desbordes de diques, lagunas, cauces o canales, que provocan excesos de agua repentinos en zonas aledañas, está asociados a cuencas abiertas, con vías de drenaje definidas, ya sean naturales o artificiales. La mayor parte de los ríos pampeanos causan este tipo de fenómeno, frente a eventos de lluvia extremos. El término anegamiento es un fenómeno de saturación del suelo por elevación del nivel freático sobre la superficie, como producto de un exceso de recarga local del acuífero. Es un proceso asociado a cuencas cerradas, de relieves planos, donde el escurrimiento local se concentra en una depresión o laguna. Su causa principal es un balance hídrico positivo, es decir donde la lluvia (más la escorrentía ingresante) superan a la evapotranspiración local.

La región este y sureste de Córdoba, especialmente los Departamentos Marcos Juárez y Unión, con suelos de alta productividad, han sufrido estos fenómenos en forma marcada durante los últimos 10 años. Diversas estimaciones dan cuenta de las superficies inundadas-anegadas. Durante el ciclo 13/14 el área bajo agua alcanza las 128.500 has, correspondiendo 57200 has al departamento Marcos Juárez y 71.300 has al departamento Unión. De este total aproximadamente 45.500 has corresponden a tierras con aptitud agrícola (clase I y II), 25.500 de las cuales están en el departamento Marcos Juárez y 20.000 al departamento Unión. El resto de la superficie bajo agua corresponde a zonas de bajos y bañados con suelos de aptitud ganadera (clase V y VI, Cisneros *et al.*, 2014). Para el ciclo 16/17, para los departamentos Roque Sáenz Peña y General Roca se determinaron alrededor de 570.000 bajo agua (Avedano *et al.*, 2017).

El fenómeno del anegamiento por elevación de napas, tratado en esta contribución, reconoce causas naturales y antrópicas. Entre las primeras se destacan la presencia de un ciclo húmedo, caracterizado por un aumento e intensidad de las precipitaciones y a la geomorfología plana y sin drenaje superficial natural. Entre las causas asociadas al uso y manejo de los suelos, se han postulado hipótesis que asocian el fenómeno a la ineficiencia en el consumo de agua del actual esquema de producción para el área de estudio (Bertram y Chiachera, 2013), que produjeron un ascenso de napas del

orden de 10 m en los últimos 30 años. Para las llanuras medanosas (Mercau et al, 2016) asociaron la elevación de napas al menor consumo de agua asociado a diferentes usos; para el área chaqueña, Magliano *et al.* (2016) postulan una relación causal entre la elevación de NF, y cambios de uso del suelo de bosques a agricultura.

La oscilación de la napa freática en respuesta al balance hidrológico, tiene carácter sitio-específico, ya que depende de características de la lluvia, y de propiedades del suelo. Para otras condiciones ambientales fueron desarrollados modelos empíricos (Cisneros *et al.*, 1997,) y físicos (Degioanni *et al.* 2006). Para la zona en estudio (Videla Mensegue *et al.*, 2015), desarrollaron un modelo similar, aunque con otra serie de datos y método de estimación de ETP.

El objetivo del trabajo es aportar un modelo descriptivo simple de oscilación de la napa freática, que permita, por un lado entender la dinámica de los últimos años y por otro, analizar escenarios de corto plazo como ayuda para la toma de decisiones de uso del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El análisis del comportamiento de las napas se realizará en base a datos aportados por productores de la zona de Corral de Bustos y Marcos Juárez, recopilados por la AER-INTA Corral de Bustos. Los suelos pertenecen a la serie Marcos Juárez (INTA, 1983). La información utilizada para la modelación proviene de un freatímetro ubicado a 12 km al sur de Marcos Juárez, para la serie 2006-2014. Se utilizaron además, datos históricos de profundidad de napa (INTA, 1983), correspondientes a finales de la década del 70 y corroborados por el trabajo de Bertram & Chiachera (2013).

Análisis de las precipitaciones

Se analizó la serie de lluvias 1906-1996 aportada por un productor de la zona. Se obtuvo la media anual y la media móvil cada tres años, para determinar la recurrencia de ciclos húmedos. Se analizaron los excesos hídricos anuales tomando como base la ETP de Thornwaite (INTA, 1978).

Desarrollo, calibración y validación del modelo

En razón de la información disponible, se optó por desarrollar un modelo empírico, en base a la información freatimétrica y climática disponible, para caracterizar la relación entre oscilación de la freática con el balance hídrico y con algún parámetro de suelo que permita deducir la variación del nivel freático por cada mm de lluvia o ETP ocurrido entre períodos de medición. Este parámetro se denomina porosidad drenable (o coeficiente de drenaje) y será derivado de los datos fretimétricos.

La forma general del modelo es la siguiente:

$$\Delta NF_{t2-t1} = \frac{0,1}{\mu} * (PPT - ETP)_{t2-t1} + e$$

Donde:
ΔNF_{t1-t2}= Variación del nivel freático en el período t1-t2 (cm)
μ = porosidad drenable = SAT – CC (en tanto por 1)
SAT = contenido de agua a saturación (aproximadamente 50 % v/v)
CC= contenido de agua a capacidad de campo (entre 10 y 30 % v/v según el tipo de suelo)
$PPT\text{-}ETP_{t2-t1}$= diferencia entre precipitación y evapotranspiración en el mismo período t1-t2 (mm, el valor del coeficiente 0,1 resulta del paso de mm a cm)
e = coeficiente de error

Con los datos de la serie disponible de nivel freático y precipitación, asumiendo una ETP constante estimada por el método de Thornwaite (INTA, 1978) se calibraron dos modelos: uno con todos los datos de toda la serie (2006-2014), y otro sólo con los datos de los últimos dos años (2011-2014), a los fines de reducir la propagación de errores, para luego usarlo en simulaciones cortas. Se considera que para los niveles freáticos evaluados (por encima de 2 m), la ETreal es similar a la ET Potencial, ya que la misma aporta capilarmente a la extracción de agua por el cultivo.

Con los datos del modelo se simuló la oscilación del nivel freático para otra serie de datos freatimétricos de una situación cercana, a los fines de validar su comportamiento.

Con el modelo calibrado, se procedió a simular la oscilación freática "en reversa", hasta el año 1980, a los fines de intentar describir la historia, y chequear los resultados con los datos disponibles de esa época.

Por otro lado, se corrió el modelo de mejor ajuste, para tres escenarios climáticos futuros: a) lluvia mensual promedio de los últimos 20 años, b) año Niño (20 % de aumento en la precipitación) y c) año Niña (20 % de disminución de la precipitación. Esos escenarios se simularon para dos profundidades de freática: 50 y 100 cm en el mes de Mayo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Impacto del ciclo climático

La serie de lluvias 1906-2016 para Corral de Bustos indica una media de 884 mm, con máxima de 1542 mm (2012) y mínima de 460 mm (210). Para la serie 1980-2016, los valores medio, máximo y mínimo son de 902, 1542 y 557 mm respectivamente, mientras que para la serie desde el evento de inundación de 1997 hasta 2016 el valor medio es de 927 mm, con 4 años por sobre los 1000 mm. Las máximas lluvias mensuales de la serie se concentran entre Diciembre y Marzo, con máximas absolutas en Diciembre y Marzo, superiores a 420 mm. La tendencia histórica de la serie completa muestra un incremento del orden de 1,5 mm año^{-1}, mientras que para la serie 1980-2016, la tendencia marca un incremento del orden de 3,5 mm año^{-1}.

Analizando la serie en base a la media móvil cada tres años (Figura 1), como una medida de la acumulación de ciclos anuales, puede observarse que el ciclo húmedo más importante coincide con la inundación 78/79, y le sigue la del ciclo actual (excluyendo del análisis la de la década del 40), lo cual estadísticamente estaría indicando que el ciclo actual tiene una recurrencia del orden de 40 años, sin tener en cuenta efectos acumulativos sobre la freática. Por otra parte puede observarse la ocurrencia de, al menos 3 ciclos acumulados desde el evento 2000/01, lo cual indicaría la probable existencia de, al menos, cuatro picos de recarga de freática importantes, en los últimos 18 años.

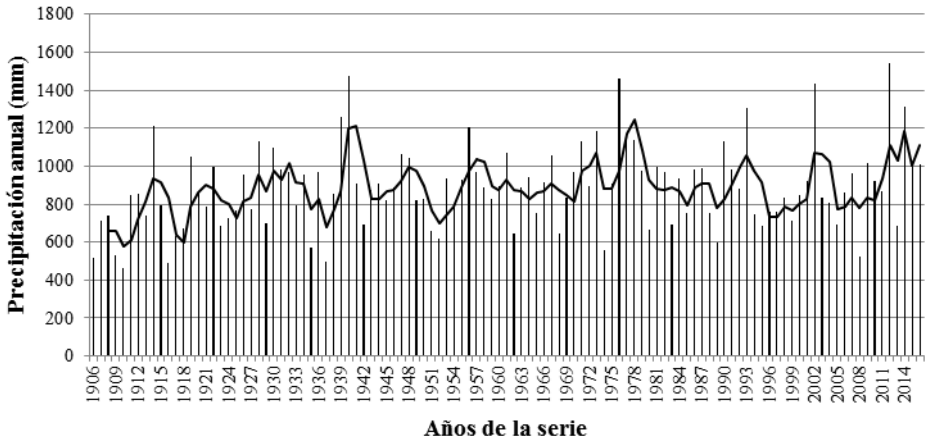


Figura 1: Serie de precipitaciones para Corral de Bustos 1906-2016. La línea continua indica la media móvil cada 3 años.

El balance hídrico de la serie 2001-2016 (diferencia entre lluvia y ETP), arroja un valor de 973 mm de exceso, lo cual, por sí solo, explicaría entre 4 y 5 m de aumento de los niveles freáticos (NF), considerando un rango de respuesta lluvia:variación del NF de 1:4 a 1:5 respectivamente.

Modelo descriptivo de dinámica de la freática

El freatímetro utilizado para la calibración, se encuentra ubicado en una zona intermedia, entre dos lagunas, por lo que podría considerarse una situación relativamente crítica, que puede estar sujeta a otro tipo de recargas de freática, como pueden ser aportes de escurrimientos superficiales o drenaje de canales, por lo cual los modelos que de él se derivan deben considerarse como la mejor aproximación que fue posible lograr con la información disponible.

Con los datos aportados de nivel freático y precipitación, asumiendo una ETP constante e igual a la de Thornwaite (INTA, 1983) se calibraron dos modelos: uno con todos los datos de toda la serie (2006-2014), y otro sólo

con los datos de los últimos dos años (2011-2014), a los fines de reducir la propagación de errores, para luego usarlo en simulaciones cortas. Los modelos obtenidos fueron los siguientes:

Modelo 1 (serie 96-14): ΔNF=0,1/0,24*(PPT-ETP)-4,37

Modelo 2 (serie 11-14) ΔNF=0,1/0,15*(PPT-ETP)-8,99

En la Tabla 1 se indican los valores de ajuste medio, máximo y mínimo de niveles freáticos obtenidos con cada uno de los modelos.

Tabla 1: Valores de niveles freáticos observados y estimados con dos modelos empíricos para Corral de Bustos (Córdoba).

	Nivel freático (NF)	ESTIMADO	OBSERVADO	DIFERENCIA
Modelo 1; R^2 est-obs = 62 %	NF PROMEDIO (cm)	-144	-128	-16
	NF MAXIMO (cm)	-28	-3	-25
	NF MINIMO (cm)	-284	-280	-4
Modelo 2, R^2 est-obs = 70 %	NF PROMEDIO (cm)	-73	-69	-4
	NF MAXIMO (cm)	-4	0	-4
	NF MINIMO (cm)	-189	-169	-20

Estos modelos permiten explicar entre un 60 y 70 % del comportamiento de la napa, lo que para esta primera aproximación, puede considerarse satisfactorio, en especial porque logran describir adecuadamente los valores máximos, es decir los que ponen en riesgo de anegamiento a las tierras. Si bien el modelo 2 mostró un mejor ajuste, al estar desarrollado sobre un número menor de datos, tendría utilidad sólo para estimaciones de corto plazo, las que se desarrollan en el apartado siguiente. Cabe consignar que la validación de ambos modelos utilizados para simular datos de otros freatímetros de la región fue satisfactoria (r^2obs-sim=0,70), por lo que pueden considerarse como herramientas útiles para análisis de escenarios de corto plazo.

Los valores de NF observados y estimados del período final de 2006 a mediado de 2014 (8 años) se muestran en la Figura 2. Se aprecia que en el período fines de 2006 a la actualidad hubo 4 eventos de anegamiento para esta particular situación topográfica, la que podría considerarse una condición de media loma baja. Bajo estas condiciones la probabilidad de anegamiento (napa freática en o muy cerca de la superficie) estaría en el orden del 50 al 60 %, o una vez cada 2 años. No obstante puede apreciarse la amplitud del rango de oscilación de la freática (entre 0 y 2,8 m en el mismo año), un indicador del bajo coeficiente de drenaje (alta respuesta lluvia/napa), y la incertidumbre que esto supone frente a la toma de decisiones de corto plazo.

La utilización del modelo 2 en reversa, hasta el año 1980, permitiría reconstruir la historia evolutiva de la napa. Se reconoce lo limitado del modelo, ya que carece de componentes que permitan estimar la evapotranspiración real, la retención del suelo, la ocurrencia de escorrentías, la posible recarga subterránea regional y los cambios en coeficientes de drenaje en los horizontes profundos. No obstante, la simulación sitúa la profundidad del NF en el año 1980 en alrededor de 14 m (Figura 3), lo cual coincide aproximadamente con los datos aportados por la carta de suelos y por datos de la EEA Marcos Juárez (Bertram y Chiachera, 2013). Si consideramos que durante los últimos 30 años las freáticas en la región ascendieron entre 8 y 10 m, significa que las napas recibieron en el orden de 2000 a 2500 mm netos de percolación neta en el período, con un promedio de entre 60 y 80 mm por año de recarga neta (entre 25 y 35 cm año^{-1}). No obstante en años muy húmedos (como los señalados en el capítulo anterior) y en forma puntual, esa recarga pudo haber sido mucho mayor.

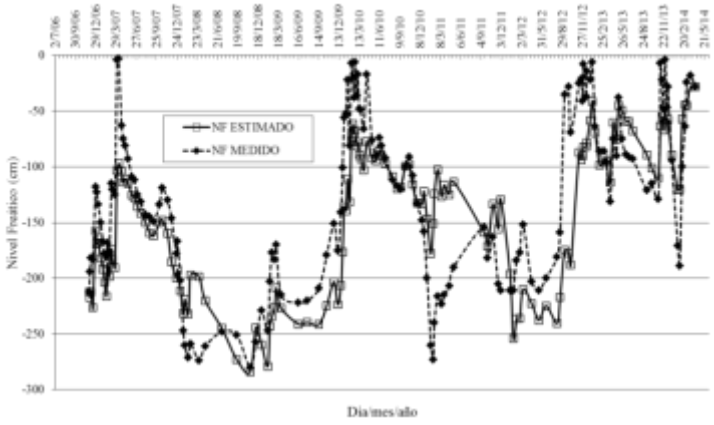


Figura 2: Variación del nivel freático observado y simulado para un sitio representativo de ambientes anegables en Corral de Bustos (Córdoba).

Esta tendencia a la mayor recarga de napa por exceso de agua no evapotranspirada, podría tener como causa probable, una mayor percolación de las precipitaciones, asociadas a los cambios en el uso del suelo operados a partir de la década del 90, en la que se fue introduciendo soja como cultivo principal, en reemplazo de rotaciones largas primero, y de la rotación trigo-soja después. Algunas investigaciones dan cuenta de estas tendencias a nivel de la región pampeana y chaqueña (Nosetto *et al.*, 2012). En este sentido las investigaciones regionales en soja indican que la evapotranspiración del ciclo del cultivo es del orden de 650 mm (Mercau *et al.*, 2016). Esto reforzaría la hipótesis de una componente de percolación producto de que el cultivo no es capaz de evapotranspirar toda la oferta de agua por precipitación, quedando un remanente que recarga la napa.

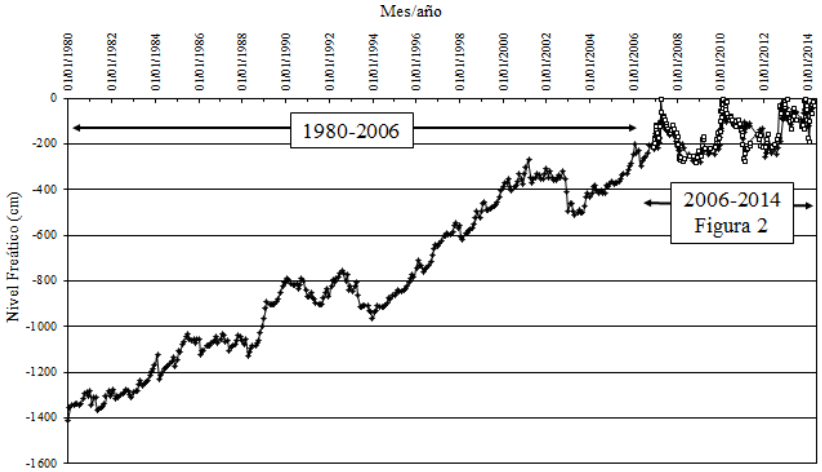
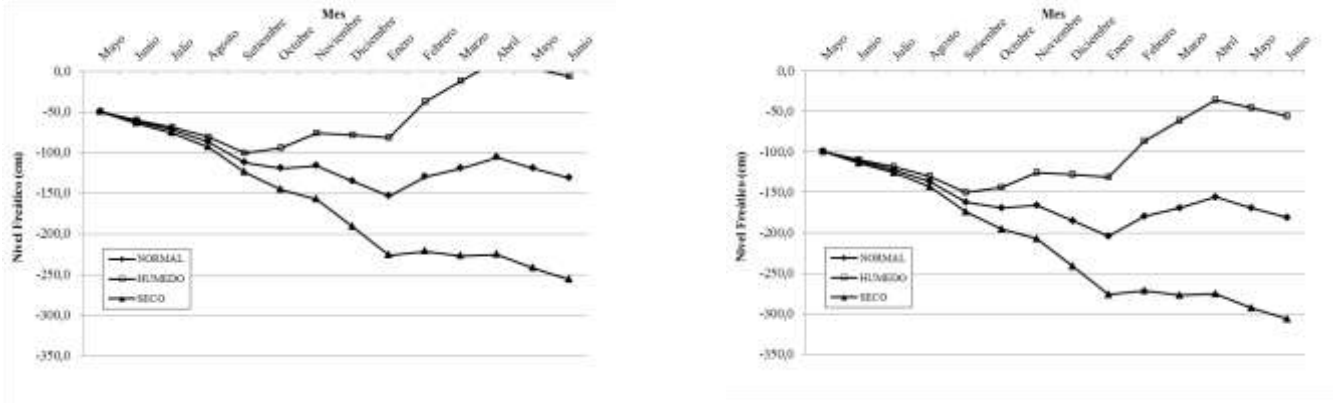


Figura 3: Simulación "en reversa" de la evolución histórica del nivel freático para un sitio representativo de ambientes anegables en Corral de Bustos (Córdoba).

Análisis de escenarios de evolución del NF

Simulando los tres escenarios climáticos, y los dos NF iniciales, pueden analizarse las perspectivas de corto plazo sobre riesgos de anegamiento, a escala sitio específico. Como puede apreciarse en la Figura 4 las situaciones con NF=50 cm presentan un alto riesgo ante la reiteración de un año húmedo, y aún dentro de un año normal, por encontrarse próxima al nivel crítico de 100 cm. La situación con NF=100 cm presentaría riesgos sólo en un escenario climático húmedo.



NF inicial en Mayo= 50 cm NF inicial en Mayo= 100 cm

Figura 4: Simulación del NF para dos situaciones topográficas ambientes anegables en Corral de Bustos (Córdoba).

CONCLUSIONES

Desde el punto de vista climático, el último ciclo en el Este de Córdoba (2014-2017), es el más intenso de los últimos 40 años. Durante los últimos 10 años, el NF se ha mantenido por encima de los 2 m, en situaciones topográficas intermedio-bajas, con una recurrencia de ciclos de anegamiento del orden del 50 %. El modelo empírico basado en balance hídrico y coeficiente de drenaje, permitió una descripción adecuada del comportamiento de la napa, y de su evolución histórica. Las situaciones de suelo con napa por encima de 100 cm presentan alto riesgo de anegamiento en escenarios climáticos húmedos.

AGRADECIMIENTOS

Investigaciones financiadas por SeCyT-UNRC, y recursos propios del Servicio de Conservación y Ordenamiento de Tierras (SECYOT-FAV-UNRC). Un agradecimiento especial a los técnicos de la AER INTA Corral de Bustos, y a los productores que aportaron las estadísticas de lluvias y niveles freáticos.

BIBLIOGRAFÍA

- Avedano, VL, AG Salafia, & H Videla Mensegue. 2017. Informe de situación hídrica del Dpto. Roque Sáenz Peña y zonas aledañas. En: www.aapresid.org.ar/wp-content/uploads/2017/02/Excesos-h%C3%ADdricos-Roque-Saenz-Pe%C3%B1a.pdf Fecha de consulta Noviembre 2017.
- Bertram, N & S Chiachiera. 2013. Ascenso de napas en la Región Pampeana: ¿Consecuencia de los cambios en el uso de la tierra? INTA EEA Marcos Juárez. En: https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta_napas_mjz_13.pdf Fecha de consulta Noviembre 2017
- Cisneros JM, JJ Cantero & A Cantero. 1997. Relaciones entre la fluctuación del nivel freático, su salinidad y el balance hídrico, en suelos salino-sódicos del centro de argentina. Revista UNRC 17 (1): 23-35.
- Cisneros, JM, HA Gil, JD de Prada; AJ Degioanni; A Cantero G, O Giayetto, JP Ioele, OA Madoery, A Masino &J Rosa. 2014. Estado actual, pronósticos y propuestas de control de inundaciones en el centro-este de la provincia de Córdoba. Informe de coyuntura SECYOT: En www.secyot.com.ar Fecha de consulta Noviembre 2017.
- Degioanni, AJ, JM Cisneros, A Cantero G, & H Videla. 2006. Modelo de simulación del balance hídrico en suelos con freática poco profunda 2006. Ciencia del Suelo 24 (1):29-38.
- Magliano PN, Fernandez RJ, Giménez R, Marchesini VA; Páez RA & EG Jobbágy. 2016. Cambios en la partición de flujos de agua en el Chaco Árido al reemplazar bosques por pasturas. Ecología Austral 26:095-106
- Mercau JL, Nosetto MD, Bert F, Giménez R, & Jobbágy EG. 2016. Shallow groundwater dynamics in the Pampas: Climate, landscape and crop choice effects. Agric Water Manag, 163: 159-168.
- Nosetto MD, EG Jobbágy, AB Brizuela & RB Jackson. 2012. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. Agr, Ecosys Env, 154: 2-11.
- Videla Mensegue, H, JM Cisneros, AJ Degioanni, A Canale, & S Muñoz. 2015. Escenarios de variación del nivel freático para suelos agrícolas de la región de Marcos Juárez – Campaña 2015-16. Publicación INTA Marcos Juárez. En: https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_nivelfreatico_mj15.pdf Fecha de consulta Noviembre 2017.

C4P28. COMPONENTES AGROPECUARIO E HIDRULICO DEL PLAN BASICO CONSORCIO DE CONSERVACION DE SUELOS GENERAL DEHEZA (CORDOBA)

Cisneros José M.; Gonzalez Jorge; Corigliano José; Cholaky Carmen G y Cabrera Soledad

Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. Av. Prof. Leónidas Cholaky Km 604. Río Cuarto. Argentina. jcisneros@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN

El objetivo fue estimar el efecto de acciones propuestas para minimizar la erosión, escorrentía y caudal pico en la cuenca General Deheza. Se evaluaron tres propuestas que surgieron de combinar la situación actual, el manejo agronómico y la regulación hidrológica: 1-mejorar el manejo agronómico con rotación de cultivos, descompactación y sistematización; 2-mantener la situación actual e implementar obras de regulación hidrológica y 3-implementar sistematización de lotes y regulación hidrológica. Se relevó el uso y manejo de tierras y para las situaciones actual y propuestas se estimó pérdida de suelo por erosión (PSE) tomando como máximo tolerable 2 t ha^{-1} año $^{-1}$, caudal pico (Qp) y Coeficiente de Escurrimiento (CE). Aproximadamente el 90% de 4.673 ha de la cuenca tiene aptitud agrícola coincidiendo con el uso actual, basado en rotación leguminosas (soja y maní)/gramíneas (maíz) en proporción 70-30% de ocupación del territorio, respectivamente. En el escenario actual el Qp= 18 m^3 ha^{-1} año $^{-1}$y CE= 0,24; la PSE= 2 y 3,8 t ha^{-1} año $^{-1}$ sin y con inclusión de maní en la rotación, respectivamente. La sistematización disminuye la PSE pero no al nivel de referencia, mientras que el aumento en la proporción de gramíneas en la rotación si lo hace, independientemente del manejo del suelo y del relieve. La sistematización reduce un 50% el Qp y el CE resultante es de 0,13, la inclusión de cuatro microembalses reduce un 44% el Qp, y el efecto de ambos lo reduce un 70%, respecto a la situación actual. A nivel de prefactibilidad del Plan Básico, las herramientas de modelación permitieron estimar el impacto de las propuestas. Todas las acciones reducen las pérdidas de suelo por erosión. La regulación de escurrimiento en combinación con técnicas de sistematización de los campos reducen el escurrimiento y caudal pico de la cuenca.

Palabras clave: Erosión hídrica, Caudal pico, rotación de cultivos

INTRODUCCIÓN

El plan básico de acción de un consorcio de conservación de suelos (Ley 8863) es el documento técnico que permite tener una visión integral de la problemática de las cuencas que integran el consorcio, con la finalidad de lograr el ordenamiento del territorio. La primera etapa para lograr esa finalidad es brindar una visión futura deseada sobre el funcionamiento del área, la cual se consigue mediante el logro de objetivos parciales, contenidos en el plan básico. Todo proceso de ordenamiento debe definir planes o medidas propuestos para alcanzar objetivos establecidos (Gomez Orea, 2008).

El ordenamiento o gestión de las cuencas, es la búsqueda de la disposición correcta de los asentamientos humanos, las infraestructuras de las actividades económicas, sociales y culturales y de las funciones básicas de los ecosistemas, en el espacio-cuenca, considerando los criterios que mejor orienten el interés colectivo de la sociedad. Esta búsqueda se materializa en el proceso de elaboración de planes y proyectos de ordenamiento, en su gestión permanente y en la reformulación y correcciones que van surgiendo en su etapa de implementación.

El Plan Básico de la Cuenca Consorcio General Deheza desarrolló una propuesta tendiente a alcanzar los siguientes objetivos específicos: minimizar la erosión en los campos, estabilizar la red de drenaje, minimizar los escurrimientos producidos, prevenir las inundaciones en las cuencas bajas y caminos rurales, estabilizar la producción a través de un manejo eficiente del agua del suelo, regular los caudales hídricos para minimizar los escurrimientos a otras cuencas, garantizar la integridad de los caminos rurales y de la infraestructura hidráulica, presentar técnicas de manejo de suelo y relieve y dotar al consorcio de un documento base para priorizar, articular y financiar las acciones que se deriven del plan. Todas las acciones que se propusieron tuvieron carácter de pre-factibilidad.

El objetivo de este trabajo fue estimar el efecto de las acciones propuestas para minimizar la erosión, escorrentía y caudal pico, mediante modelos de simulación hidrológica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización del área de estudio

El área de estudio se encuentra en la Pampa Loessica Plana, en el límite con la zona denominada de "drenaje araña". Hidrológicamente pertenece a la cuenca del Arroyo Carnerillo (Figura 1). Se caracteriza por presentar un clima templado subhúmedo con una marcada estación seca en invierno y poseer una precipitación media anual de 772 mm. El relieve está constituido por planicies extendidas, que presentan pendientes muy suaves y largas definiendo un escurrimiento superficial lento. Hacia el sur del área el drenaje es de tipo araña conformado por líneas de escurrimiento rectilíneas dispuestas radialmente alrededor de pequeñas depresiones centrales, que se interconectan siguiendo en general la pendiente regional, de dirección O-E. En los sectores más deprimidos se forman lagunas permanentes y en las líneas de drenaje suele acumularse agua dulce de precipitaciones que pueden recargar localmente y mejorar la calidad de agua de la capa freática que en general, posee contenidos salinos bajos a moderados, encontrándose a no mucha profundidad.

Los suelos del área son Haplustoles típicos y enticos, cuyo material originario es loéssico, de textura franco limosa. Las tierras presentan limitaciones atribuidas al régimen de precipitaciones y a la erosión hídrica y eólica y presencia de procesos de degradación física, asociados a su larga historia agrícola manisera.

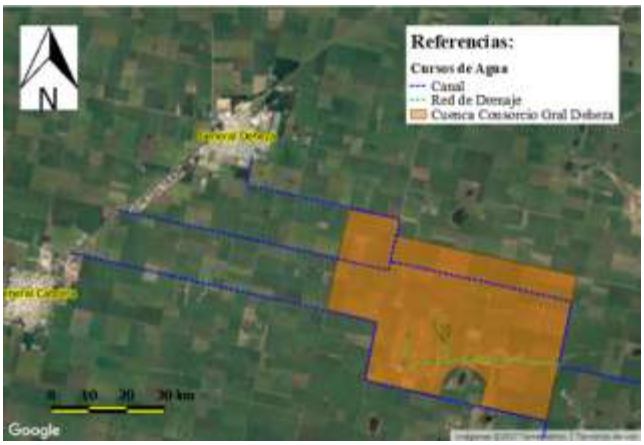


Figura 1: Localización de la cuenca Consorcio de Conservación de Suelos General Deheza.

Se estimó la erosión hídrica potencial a través de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelos (USDA, 2009), tomando como criterio de tolerancia de pérdida de suelo 2 t ha^{-1} $año^{-1}$.

En cuanto a intensidades de lluvia, se analizaron series de datos diarios y se construyó la curva Intensidad-Duración-Recurrencia, utilizando el modelo de eventos máximos de Gumbel (Chow *et. al*, 1993). Para la modelación hidrológica se seleccionó una lluvia máxima de 82 mm en 6 horas para una recurrencia de 10 años, con pico en el segundo sextil. Se usó un coeficiente de reducción areal de 85 %.

Mediante la información disponible y recabada a través de controles de campo, uso intensivo de imágenes de satélite y de modelos digitales disponibles en la red, se recopiló la información sobre el uso y manejo de las tierras y se realizó la caracterización hidrológica a partir de la delimitación de la cuenca y subcuencas. Se definió área, longitud y gradiente de las subcuencas y mediante la consideración de un valor de Curva Número ponderada de 70, según la proporción de tierras agrícolas, tierras de pastos, grupo hidrológico B y humedad antecedente Tipo II, se estimó lámina escurrida mediante la metodología de Curva Numero (USDA-SCS, 1968).L estimación de tiempo de concentración y tiempo lag de la cuenca se realizó según la metodología propuesta por Chow *et al.* (1993).

La modelación hidrológica y de diseño de obras se realizó mediante el modelo Hydrologic model system (HEC-HMS, versión 3.5) (USACE, 2010).

Se elaboró un plan básico estructurado en cuatro componentes principales: agropecuario, hidráulico, vial e institucional. En este trabajo se presentan resultados referidos a los componentes agropecuario e hidráulico.

RESULTADOS

Caracterización de la cuenca

La cuenca no posee límites naturales, todos sus límites son vías de desagüe artificiales, o caminos rurales. Presenta una superficie de 4.673 ha y está compuesta por 11 subcuencas. En la Figura 2 se muestra la delimitación y conformación actual de la cuenca. La superficie, pendiente y longitud máxima media de las subcuencas fue de 425 ha, 0,24% y 3.128 m, respectivamente.

La red de drenaje está constituida por canalizaciones artificiales, construidas en zonas de bajo, y que interconectan las subcuencas hasta su desembocadura en el camino del puente La Ñatita, en el punto de salida, en el extremo este del área (Figura 2).

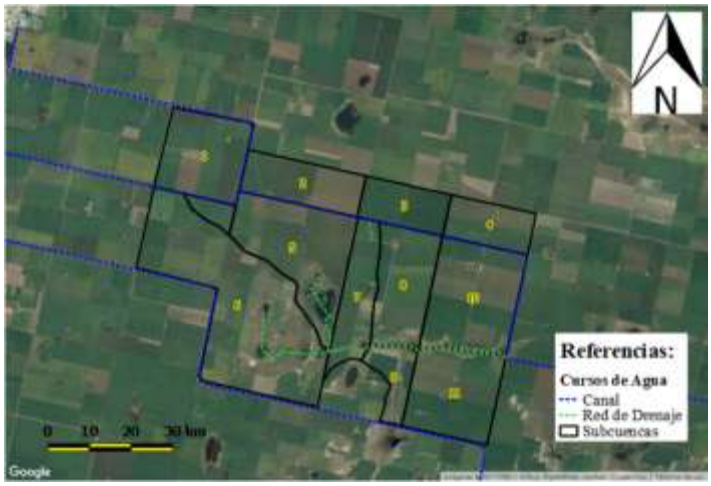


Figura 2: Delimitación de cuencas y red de drenaje del Consorcio de Conservación de Suelos General Deheza.

Gran parte de la cuenca presentó tierras de elevada capacidad productiva, una pequeña porción presentó aptitud ganadera, siendo mínima la superficie con limitaciones muy severas que no permiten ningún uso con fines productivos (Tabla 1).

Tabla 1: Superficie, capacidad de uso y uso potencial de las diferentes tipos de tierras de la cuenca.

Tipo de tierra	Superficie (Ha)	Superficie (%)	Capacidad de Uso	Indice de Productividad (%)	Uso potencial
Planicie bien drenadas	4031	86	IIIec	70	Agrícola
Bajos salino-sódicos	591	13	VIws	50	Ganadero
Charcas y Lagunas	51	1,5	VIIIws	<10	Vida silvestre

En las tierras agrícolas la rotación es soja-soja-maíz o soja-maní-maíz, (70%-30% de ocupación de la superficie de la cuenca con leguminosas y gramíneas, respectivamente) y los suelos son manejados con siembra directa continua, presentan deterioro físico por compactación y no se realizan técnicas de manejo del relieve, es decir la dirección de labores y siembra no tiene en cuenta la dirección de la /s pendientes principales del lote.

El caudal pico estimado a la salida de la cuenca, para una recurrencia de 10 años, fue de 18 m^3/s, con una lámina escurrida de 20 mm, lo que representa un volumen del orden de 1 millon de m^3 para la lluvia máxima considerada, correspondiendo a un coeficiente de escurrimiento de 0,24.

Plan básico. a) Componente agropecuario:

La propuesta de ordenación a escala de predio y de lote y las técnicas planteadas para las tierras agrícolas (90% de la cuenca aproximadamente), contempla rotación de cultivos, manejo de la infiltración mediante descompactación con laboreo vertical y la sistematización mediante la siembra en curvas de nivel o en terrazas de absorción. La estimación de la pérdida de suelo para las condiciones actuales y propuestas para el ordenamiento de la cuenca se presenta en la Tabla 2

Tabla 2: Tasas de erosión para el escenario actual y propuesto de las tierras de la cuenca Consorcio General Deheza

Uso /rotación	**Proporción de la superficie de la cuenca (%)**	**PERDIDA DE SUELO (t ha^{-1} año^{-1})**	
		Escenario Actual	Escenario propuesto
Agricultura soja/soja/maíz	35/35/30	2,0	1,5
Agricultura soja/maní/maíz	35/35/30	3,8	2,6

En la condición actual de uso y manejo de las tierras, la pérdida de suelo supera al valor de tolerancia de 2 t ha^{-1} año^{-1}, salvo en situaciones sin inclusión del cultivo de maní en la rotación, en la cual la pérdida de suelo iguala a dicho valor. La inclusión de maní con las condiciones actuales de manejo del suelo y del relieve duplica las pérdidas de suelo respecto a la rotación que no incluye a este cultivo, condición que se asocia a la intensa remoción del suelo y de la cubierta superficial que produce el arrancado y cosecha de este cultivo (Cisneros *et al*., 2006).

Para el mismo uso y rotación, si se implementan manejos de descompactación del suelo y técnicas de manejo del relieve o sistematización (escenario propuesto), la erosión potencial se reduce aproximadamente 1,5 veces respecto al escenario actual. Sin embargo, la inclusión de maní cada dos años mantiene las pérdidas de suelo por encima del valor de tolerancia (Tabla 2).

El incremento de la proporción de maíz en la rotación hasta equiparar a la del cultivo de soja y la alternativa de incluir cultivos de cobertura luego de maní, así como cultivos invernales como trigo para cosecha, mostraron una reducción de las pérdidas de suelo aun sin implementar técnicas de manejo del suelo y del relieve. Cuando además de implementar estos cambios en la rotación se realizan técnicas de manejo del suelo y del relieve, la pérdida de suelo se reduce por debajo del máximo admisible, pudiendo asociar este resultado, según lo planteado por Cisneros *et al*. (2012), al incremento en las tasas de infiltración, a partir de la protección del suelo e interceptación de la lluvia, del aumento en la conductividad hidráulica por la descompactación de capas densificadas y de la retención superficial en la rugosidad generada por las líneas de siembra dispuestas perpendicularmente a la pendiente del terreno (Tabla 3).

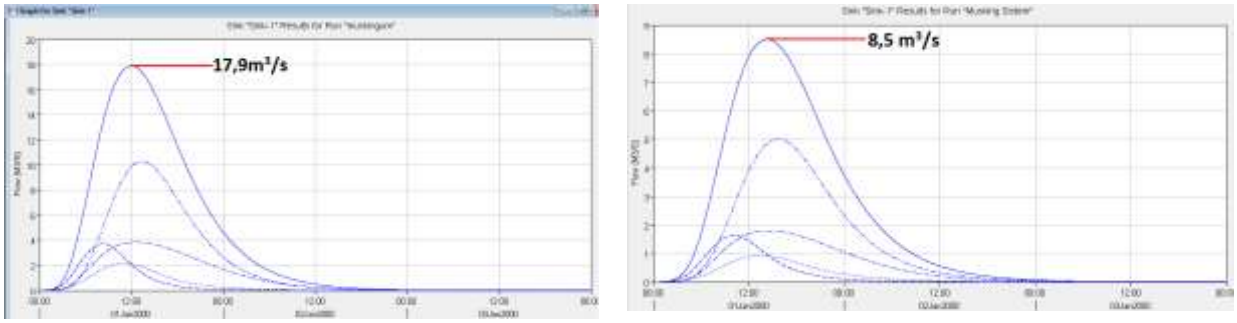
Tabla 3: Tasas de erosión para escenarios de uso y manejo propuestos para las tierras de la cuenca General Deheza.

Uso /rotación	**Proporción de la superficie de la cuenca (%)**	**PERDIDA DE SUELO (t ha^{-1} año^{-1})**	
		Sin manejo del suelo y del relieve	Con manejo del suelo y del relieve
Agricultura soja/ maíz	50/50	1,7	1,3
Agricultura **Soja/maní- cultivo de cobertura/maíz 2ª**	35/35/30	1,9	1,6
Agricultura **Trigo-Soja 2ª/ maíz**	50/50	1,4	1,0

Estos resultados indicarían un rol importante de la selección de cultivos en la rotación donde las gramíneas son esenciales para disminuir las pérdidas de suelo por erosión. En coincidencia con ello, se destaca el decreto Nº 184/98 de la

Dirección General de Desarrollo Agrícola y Recursos Naturales (DGAyRN) de la provincia de Entre Ríos (*Oszust* et *al*.,2014) que establece como buena práctica a toda rotación agrícola o de pasturas anuales que incluya un cultivo de sorgo o maíz cada 3 años y que asegure una pérdida de suelo menor a las 2,5 t ha^{-1} $año^{-1}$ y en el caso de que las pérdidas de suelo sean superiores a ese valor, se considera necesaria la implementación de otras prácticas de conservación; como la construcción de terrazas.

La modelación hidrológica incluyendo técnicas de sistematización o manejo del relieve, indicó que estas técnicas producen efectos importantes, tanto en la reducción del caudal pico, como en el escurrimiento total de la cuenca, determinando una reducción del valor de Curva Número de la cuenca a valores próximos a 60, una disminución del caudal pico en más de un 50 % (Figura 3) y una reducción del coeficiente de escorrentía a 0,13.



Situación actual Situación con técnicas de manejo del relieve

Figura 3. Hidrogramas de la creciente máxima para la condición actual y ordenada de la cuenca Consorcio Gral. Deheza.

b) Componente hidráulico:

Los objetivos de este componente fueron estabilizar y acondicionar los canales de desagües existentes y regular los caudales pico de la cuenca. Se propusieron técnicas de canales empastados, cuatro microembalses reguladores con salida controlada en las depresiones naturales de la cuenca (Figura 4), alteos de caminos y lagunas con salida controlada y limpieza de canales.

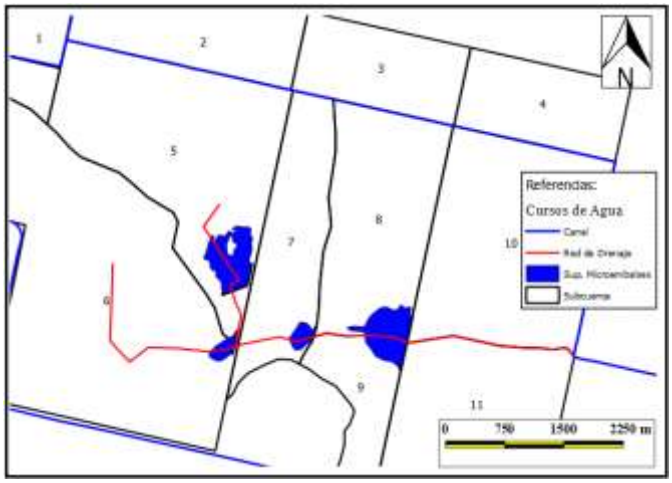
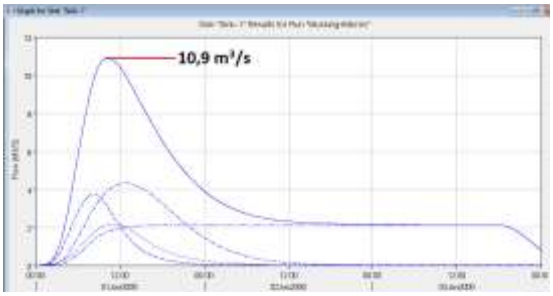


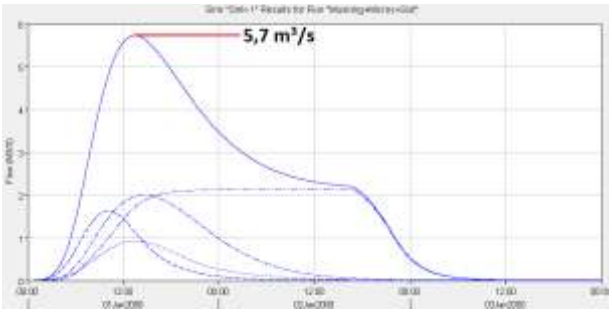
Figura 4: Localización de los microembalses reguladores de escurrimiento en la cuenca del Consorcio General Deheza.

Para evaluar la propuesta, en lo referido al dimensionamiento de los microembalses se tomaron las condiciones actuales de funcionamiento de la cuenca, a los fines de dotar de mayor seguridad a las obras. Las principales características del diseño de los microembalses fueron las siguientes: altura del murallón = 1,5 m, diámetro del vertedero de fondo = 0,8 m, longitud variable entre 200 y 670 m, según las características topográficas. La modelación hidrológica

indicó que para estas condiciones el caudal pico a la salida de la cuenca se reduce a 10,1 m^3/s (reducción del 44 % sobre la condición sin microembalses). Si además de los microembalses se considera la propuesta de sistematización o manejo del relieve en la cuenca la reducción del caudal pico sería del orden del 68% (Figura 5).



Situación Actual con Microembales



Situación con técnicas de manejo del relieve + Microembales

Figura 5: Caudal pico con microembalses y con microembalses + sistematización en la Cuenca Consorcio Gral. Deheza.

CONCLUSIONES

-A nivel de prefactibilidad del Plan Básico de la cuenca, las herramientas de modelación utilizadas permitieron estimar el impacto de las acciones propuestas.

-Las acciones propuestas de rotación de cultivos, manejo del suelo y del relieve, reducen las pérdidas de suelo por erosión.

-La regulación de escurrimientos en combinación con técnicas de sistematización de los campos impactan positivamente sobre el escurrimiento y caudal pico de la cuenca.

BIBLIOGRAFÍA

- Chow, VT; D Maidment & LW Mays (Eds.). 1993. Hidrología aplicada. Mc Graw Hill. Interamericana S.A. Colombia 584 pp.
- Cisneros, J., C Cholaky, A Cantero Gutiérrez., J González, M Reynero, A Diez, L Bergesio, J Cantero, C Núñez, A Amuchástegui & A. Degioanni. 2012. Erosión Hídrica, Principios y técnicas de manejo. UniRio Editora. Río Cuarto, Argentina. 286 pp.
- Cisneros, J., O Giayetto, C Cholaky, G Cerioni, A Cantero Gutierrez & M Uberto. 2006. Suelos, Rotaciones y Labranzas. En. El Cultivo de maní en Córdoba. Fernandez EM & O Giayetto (Comps.) Universidad Nacional de Río Cuarto, Argentina. 280 pp.
- Gomez Orea, D. 2008. Ordenación Territorial. Mundi-Prensa Libros. 704 pp.
- Oszust JD, MG. Wilson, E A. Gabioud & M C Sasal. 2014. Importancia y función de la sistematización de tierras para la conservación del suelo y la biodiversidad. En: Manual de Buenas Prácticas para la conservación del suelo y de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos. Área piloto Aldea Santa María, Entre Ríos. Zacagnini ME, MG Wilson & JD Oszust (eds.) Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo- PNUD Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. INTA, Buenos Aires, Argentina. 95 pp
- USACE (US Army Corp of Engineers). 2010. HEC-HMS Hydrologic model System, versión 3.5. En: http://www.hec.usace.army.mil/software/hechms/documentation/HEC-HMS_Users_Manual_3.5.pdf.
- USDA-Agricultural Research Service. 2008. Revised Universal Soil Loss Equation Version 2 (RUSLE 2). En: http//www.ars.usda.gov/sp2userFiles/Place/64080510/RUSLE/RUSLE2_User_Ref_Guide.pdf.
- USDA-SCS. 1968. A Method for Estimating Volume and Rate of Runoff in Small Watershed. SCS, EE UU. 149 pp.

C4P29. CONTROL DE LA EROSIÓN EÓLICA POR CULTIVOS DE COBERTURA LUEGO DE MANÍ EN EL SUDOESTE DE CÓRDOBA

Colazo, Juan C.[1,2]; Genero, Marcela I.[3]; Montesano, Alberto[4]; Álvarez, Cristián[5]; Vicondo, Manuel[6]; Haro, Ricardo[6]; Veliz, Luciano[7]; Cisneros, José[8] y Basla, Wescelao[8]

1. Estación Experimental Agropecuaria San Luis, INTA. Ruta Nacional 7 y 8. Villa Mercedes (SL), Argentina. colazo.juan@inta.gob.ar
2. Departamento de Cs. Agropecuarias, UNSL.
3. Agencia de Extensión Rural Huinca Renancó, INTA.
4. Agencia de Extensión Rural Río Cuarto, INTA.
5. Agencia de Extensión Rural General Pico, INTA.
6. Estación Experimental Agropecuaria Manfredi, INTA.
7. Aceitera General Deheza
8. Facultad de Agronomía y Veterinaria, UNRC.

RESUMEN

La implantación de un cultivo de cobertura (CC) luego de un cultivo de maní reduciría el riego de erosión eólica en suelos del Sudoeste de Córdoba. Es por ello que el objetivo del siguiente trabajo fue evaluar el control de la erosión eólica por cultivos de cobertura luego de maní en diferentes ambientes del Sudoeste de Córdoba. El análisis de la información incluyó el periodo 2015-2017 y cuatro sitios de muestreo (Carnerillo, Huinca Renancó, Reducción y Villa Valeria). En cada uno de ellos luego de un cultivo de maní se comparó la tasa de erosión eólica con y sin cultivos de cobertura y se relacionó con variables edáficas, climáticas y niveles de cobertura. La emergencia de los CC varió entre 26 y 250 pl m^{-2}, siendo mayor cuando el CC fue sembrado luego de la cosecha (CC_L) que cuando la implantación fue al voleo luego del arrancado (CC_V). La producción de materia seca varió entre 120 y 6200 kg ha^{-1}. La producción media de materia seca de CC_V fue mayor que la de CC_L en los sitios en donde se compararon ambos tratamientos (3115 *vs*. 585 kg ha^{-1}). La erosión relativa (ER) varió entre 121 y 9%, con una media de 41%. Esto significa que en promedio el CC redujo en un 60% la erosión eólica frente a una situación sin cobertura. Se observó una tendencia positiva entre ER y fracción erosionable por el viento (FE). ER fue más variable en niveles intermedios de FE, indicando que en estos suelos el peso relativo de la cobertura sería más importante que en suelos menos susceptibles a la erosión. Existió una relación exponencial y negativa entre ER y velocidad media de viento durante el periodo de medición. La relación entre ER y la cobertura tuvo una tendencia negativa, aunque no significativa.

Palabras claves: Conservación y manejo de suelos, sostenibilidad, centeno.

INTRODUCCIÓN

En el Sudoeste de Córdoba los sistemas ganaderos o mixtos han sido reemplazados por sistemas de agricultura continua, basados principalmente en cultivos estivales. Entre éstos, el maní tiene una importante participación. Esta simplificación en los sistemas ha incrementado el riesgo de erosión, debido a los cambios en la dinámica de la cobertura vegetal y la mayor remoción del suelo. La predominancia de los suelos arenosos, la alta frecuencia de fuertes vientos y la gran variabilidad de las precipitaciones determinan que la erosión eólica sea la predominante (Buschiazzo, 2006; Cisneros et al., 2015). El riesgo a la misma se incrementa debido a la ausencia de un cultivo invernal, el cual asegura cobertura durante la primavera, época en la cual los vientos son más intensos (Mendez & Buschiazzo, 2015). Por lo tanto, la implantación de cultivos de cobertura (CC) de ciclo invernal sería una de las tecnologías más adecuadas para el control de la erosión (Colazo & Buschiazzo, 2010).

El análisis de la inclusión de CC principalmente luego del cultivo de soja ha mostrado que esta práctica es factible (Álvarez et al., 2013). Sin embargo, la imprevisibilidad y la variabilidad de las precipitaciones otoñales y el largo tiempo insumido entre operaciones de cosecha del maní, hacen que la probabilidad de implantar un CC sea baja en esa región. Recientemente se han realizado las primeras experiencias de CC luego de maní que determinaron tasas de erosión eólica usando metodología estándar (Genero et al., 2016; Montesano et al., 2017). Sin embargo, no existe un análisis y síntesis de la información que permita entender la eficiencia de control de esta práctica en función de la variabilidad edáfica y

climática del sudoeste de Córdoba. Es por ello que el objetivo del siguiente trabajo fue evaluar el control de la erosión eólica en diferentes ambientes del Sudoeste de Córdoba.

MATERIALES Y MÉTODOS

La Tabla 1 muestra las principales características de los sitios de estudio. En cada sitio existieron diferentes tratamientos con y sin cultivos de cobertura luego de maní. Para la implantación de los cultivos de cobertura se utilizó aproximadamente 40 kg ha^{-1} de centeno implantado al voleo luego de la arrancada de maní o sembrado en línea luego de la cosecha de este último. La única excepción fue el sitio ubicado en Carnerillo en donde se utilizó trigo sembrando en línea con una densidad de 110 kg ha^{-1}. A la emergencia del cultivo se determinó el número de plantas logrado. Durante el ciclo del mismo, la cobertura fue evaluada mediante métodos digitales utilizando el programa CobCal 2.1 (Ferrari et al., 2011). Al momento del secado el rendimiento del cultivo de cobertura fue evaluado por corte utilizando un aro de 0,5 m^2 por triplicado. En cada tratamiento se cuantificó el material erosionado en una parcela de 1 ha compuesta por 4 mástiles con 3 colectores Big Spring Number Eigth (BSNE) dispuestos a 0,135 m, 0,5 m y 1,5 m de altura. El número y la duración de los periodos de medición variaron entre 15 y 60 días según el sitio. Antes de la implantación de las parcelas de medición se cuantificó la fracción erosionable (FE) por el viento usando un tamiz rotativo (Zobeck et al., 2003). Las variables climáticas fueron tomadas por estaciones meteorológicas automáticas ubicadas en las cercanías de los sitios. Para estimar la eficiencia de control, se calculó la erosión relativa (ER). En la mayoría de los sitios fue calculada como el cociente entre el total de sedimento recolectado entre las parcelas con cultivos de cobertura divido la parcela sin cultivo de cobertura (CC_V/sC, CC_L/sC). En VV, al no contar con una parcela sin cultivo de cobertura, la erosión en CC_V fue relativa a CC_L. Los resultados fueron analizados mediante estadística descriptiva. Las relaciones de ER con FE, velocidad de viento y nivel cobertura fueron analizadas mediante regresiones simples en aquellos sitios con información disponible.

Tabla 1: Principales características de los sitios de estudio. HR= Huinca Renancó, VV= Villa Valeria, Ca= Carnerillo, Re= Reducción. HE = Haplustol Éntico, UT = Ustipsamment Típico, sCC = Sin Cultivo de Cobertura, CC_L= cultivo de cobertura sembrado en línea luego de la cosecha de maní, CC_V= cultivo de cobertura implantado al voleo luego del arrancado de maní.

Año	Sitio	Coordenadas	Suelo	T	Medición
2015	HR	-34,68; -64,37	HE	sCC, CCv	8/5-5/10
2016	HR	-34,68; -64,37	HE	sCC, CC_L, CC_V	23/9-2/11
2016	VV	-34,65; -64,79	UT	CC_L, CC_V	23/9-11/11
2016	Ca	-32,87; -64,09	HE	sCC, CC_L	30/8-1/12
2017	Re	-33,12: -63,91	HE	sCC, CC_L	15/8-2/12

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Implantación y rendimiento de los cultivos de cobertura.

La emergencia de los cultivos de cobertura varió entre 26 y 250 pl m^{-2}, siendo mayor cuando el CC fue sembrado luego de la cosecha que cuando la implantación fue al voleo luego del arrancado. La producción de materia seca varió entre 120 y 6200 kg ha^{-1}. La producción media de materia seca de CC_V fue mayor que la de CC_L en los sitios en donde se compararon ambos tratamientos (3115 *vs*. 585 kg ha^{-1}). En general, se observa que la siembra en línea luego de la cosecha generó niveles de producción de materia seca similares a la alternativa del voleo luego del arrancado cuando estas se realizaron antes del 1 de julio. Estudios realizados en la región semiárida central han demostrado que la fecha de siembra del cultivo de cobertura es uno de los aspectos tecnológicos que mayor influyen en la producción de materia seca (Álvarez et al., 2013).

Erosión relativa y su relación con la erodabilidad, erosividad y nivel de cobertura.

La erosión relativa varió entre 121 y 9%, con una media de 41%. Esto significa que en promedio el cultivo de cobertura redujo un 60% la erosión eólica frente a una situación sin cobertura. En general, los valores más altos de ER se registraron en el primer periodo de medición, correspondiente con las primeras etapas de implantación del cultivo, durante los meses de invierno. Los valores más bajos se registraron durante el macollaje del CC, principalmente en el mes de septiembre.

La figura 1 resume los valores de ER en función de los niveles medios de FE en diferentes sitios. Se observó una tendencia positiva entre ER y FE. Esto significaría que a baja FE (baja erodabilidad), los valores medios y la variabilidad de ER son bajas, debido a que la agregación de los suelos sería el factor principal que determina la tasa de erosión. En niveles medios de FE (60%), la variabilidad es mayor. Esto se debería a que los suelos poseen una menor agregación y los niveles de cobertura logrados tienen un peso mayor (Colazo & Buschiazzo, 2010).

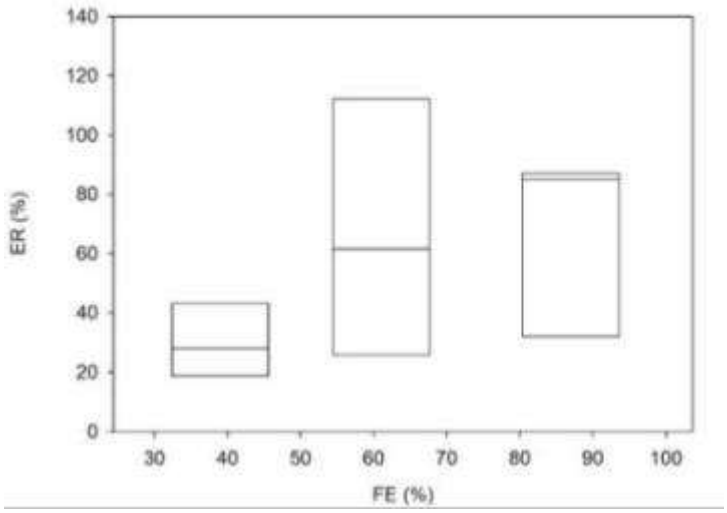


Figura 1: Gráfico box-plot entre la erosión relativa (ER) y la fracción erosionable por el viento (FE).

Existió una relación exponencial y negativa entre ER y velocidad media de viento durante el periodo de medición (Figura 2). Esto significa que a medida que se incrementa la velocidad de viento, el control de los cultivos de cobertura se incrementa. Esto se debe a que la cobertura generada aumenta la altura de la capa límite, reduciendo la fuerza del viento sobre la superficie (Fryrear, 1985). Estudios en la región semiárida central indican que la cobertura es muy eficiente para controlar la erosión con velocidades máximas de hasta 16 m s^{-1} (Mendez & Buschiazzo, 2015).

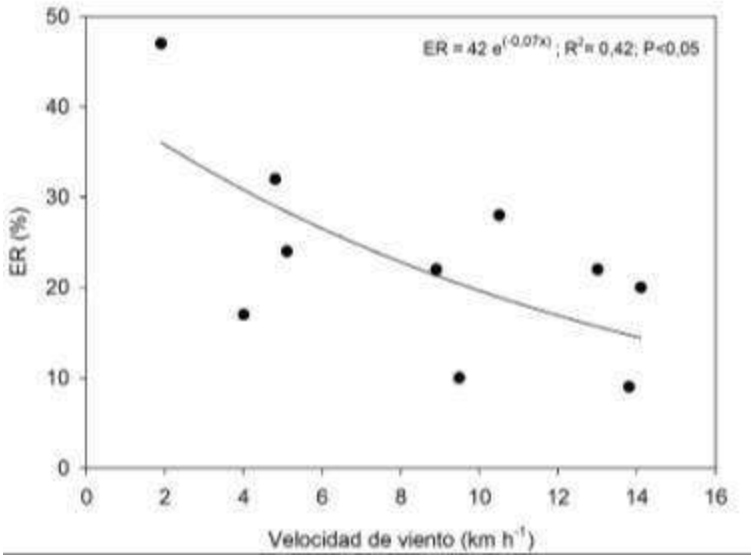


Figura 2: Erosión relativa (RE) y velocidad de viento media para el periodo de medición.

La Figura 3 muestra la relación entre ER y el nivel de cobertura verde. Si bien existió una tendencia exponencial negativa la misma no fue significativa (P=0,1). De todas formas la mayoría de los valores de cobertura mayores al 30% presentaron baja ER. Es probable que esto se deba a la mayor variación que existe en ensayos de campo frente a los producidos utilizando túneles de viento (Mendez, 2010).

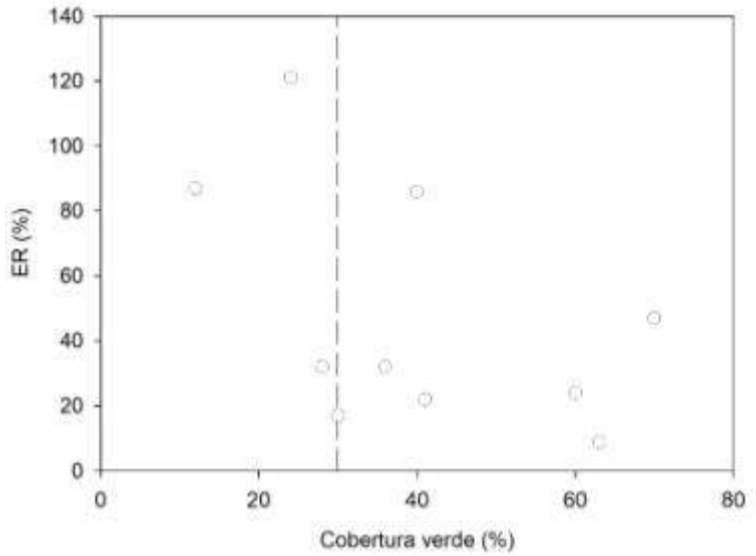


Figura 3: Erosión relativa (ER) y la proporción de cobertura verde en el cultivo de cobertura.

CONCLUSIONES

- Los cultivos de cobertura implantados al voleo luego del arrancado lograron mayores volúmenes de cobertura que aquellos sembrados en línea de la cosecha de maní.
- Los cultivos de cobertura disminuyeron en términos medios más del 60% de la erosión eólica.
- La erosión relativa fue más variable en niveles intermedios de fracción erosionable por el viento, indicando que en estos suelos el peso relativo de la cobertura es más importante que en suelos menos susceptibles a la erosión.
- Los cultivos de cobertura fueron más eficientes para controlar la erosión con velocidades de viento más altas.
- La erosión relativa fue baja con niveles de cobertura mayores al 30%

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la Fundación Maní Argentino por la financiación de este trabajo y a AGD por la colaboración en las tareas de campo.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, C; A Quiroga; D Santos & M Bodrero. 2013. Contribución de los cultivos de cobertura a la sustentabilidad de los sistemas de producción. Editorial INTA. CABA. 195 pp.
- Buschiazzo, DE. 2006. Management Systems in Southern South America. In: GA Peterson, PW Unger & WA Payne (eds.). Dryland Agriculture. Pp 395-425. ASA, CSSA & SSSA. Madison, USA. 1026 pp.
- Cisneros, JM; A Degioanni; J González; C Cholaky; J Cantero; A Cantero Gutiérrez & J Tassile. 2015. Provincia de Córdoba. En: R Casas & M Albarracin (eds.). El deterioro del suelo y del ambiente en Argentina. Tomo 2. Pp 87-100 FECIC. CABA. 452 pp.
- Colazo, JC & DE Buschiazzo. 2010. Soil dry aggregate stability and wind erodible fraction in a semiarid environment of Argentina. Geoderma 159: 228-236.
- Ferrari, DM; H Ferrari & MC Ferrari. 2011. Software de cobertura vegetal para la aplicación en mecanización agrícola. Disponible en: http://cobcal.sitiogma.com.ar. 1 de diciembre de 2017.
- Fryrear, DW. 1985. Soil cover and wind erosion. Trans. ASAE 28:781.

- Genero, MI; RJ Haro; C Cazorla; M Vicondo & JC Colazo. 2016. Cultivos de cobertura post-maní. Una alternativa para mantener la sustentabilidad de los suelos en el territorio del sudoeste de Córdoba. Informe convenio FMA-INTA. Disponible en: http://inta.gob.ar. 1 de diciembre de 2017.
- Mendez, MJ. 2010. Medición y predicción de la erosión eólica en la región semiárida argentina. Tesis para optar al grado de doctor en agronomía. UNS, Bahía Blanca. 138 pp.
- Mendez, MJ & DE Buschiazzo. 2015. Soil coverage evolution and wind erosion risk on summer crops under contrasting tillage systems. Aeolian Res. 16: 117 – 124.
- Montesano, AM; JC Colazo; CA Álvarez & JM Cisneros. 2017. Erosión eólica en trigo luego de un cultivo de maní en el sur de Córdoba. En: Actas de las III Jornadas Nacionales de Suelos de Ambientes Semiáridos y II Taller de Cartografía Digital.
- Vicondo, ME; MI Genero; R Haro & JC Colazo. 2016. Cultivo de cobertura post maní para controlar la erosión eólica en el S de Córdoba. En: Actas del XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Río Cuarto.
- Zobeck, TM; G Sterk; R Funk; JL Rajot, JE Stout & S. Van Pelt. 2003. Measurement and data analysis methods for field-scale wind erosion studies and model validation. Earth Surf. Process. Landforms 28: 1163-1188.

C4P30. CALIDAD DE SUELO EN UN ROLADO RESPECTO AL BOSQUE NATIVO EN EL CHACO ÁRIDO SANLUISEÑO

Colazo, Juan C.[1,2]; de Dios Herrero, Juan M.[1]; Murray, Francisco[3]; Celdrán Diego[1] y Dupuy Javier[4].

[1]Estación Experimental Agropecuaria San Luis, INTA. Ruta Nacional 7 y 8. Villa Mercedes (SL), Argentina. colazo.juan@inta.gob.ar
[2]Departamento de Cs. Agropecuarias, UNSL.
[3]Agencia de Extensión Rural San Luis, INTA.
[4]Asesor Privado

RESUMEN

Los objetivos del siguiente trabajo fueron a) evaluar los indicadores edáficos de una metodología de análisis de función del paisaje, b) variables edáficas relacionadas con la calidad de suelos y c) comparar los resultados entre ambos enfoques. El estudio se realizó en las cercanías de la localidad de Quines (-32,12°; -65,68°). El tipo de suelo predominante es un Torriortente Ustico. Comparamos un rolado (R) de buffel grass y gatton panic, apareado con un bosque de quebracho blanco y algarrobo negro, que representa a la vegetación natural (VN) del sitio. Sobre una línea de 50 m medimos indicadores compuestos de función del paisaje. En el borde de tres parches vegetados sobre esta línea se determinó la densidad aparente (DA), la infiltración acumulada (IA), la estabilidad estructural en húmedo (EEH) y el contenido de carbono orgánico (COT). Todos los índices de funcionalidad fueron mayores en VN que en R, aunque con diferente magnitud. El índice de reciclaje fue casi un 70% mayor, mientras que de infiltración fue un 1% y la EEH un 2%. La DA fue similar entre manejos en todos los estratos ($P<0,05$). La EEH fue mayor en R que VN ($P<0,01$). La IA en los primeros 30 min fue mayor en VN que en R ($P<0,05$). En el estrato de 0-10 cm, existió una tendencia a mayor acumulación de COT en R que en VN ($P=0,06$). En el estrato de 20-40 cm el COT fue mayor en VN que en R. La metodología de análisis de función del paisaje es una metodología expeditiva y de bajo costo para comparar funcionalidad de los ecosistemas afectados por el manejo, la misma debería adaptarse para reflejar mejor el efecto de la raíces en el desarrollo de carbono orgánico sub-superficial y en la infiltración, que muestra disminuir en los suelos bajo estos ambientes.

Palabras claves: Sostenibilidad, Análisis de función de paisaje, Buffel Grass

INTRODUCCIÓN

El desarrollo de indicadores de calidad de suelos es fundamental para el monitoreo de sistemas de producción sostenibles. En nuestro país existe una gran cantidad de información sobre indicadores de calidad de suelos, sin embargo la mayoría de los indicadores de calidad han sido desarrollados o evaluados en sistemas agrícolas (Wilson, 2017). La conversión de los bosques nativos en pasturas puede alterar propiedades de la vegetación y del suelo que regulan la circulación y almacenamiento de nutrientes y agua del ecosistema. El control de arbustos induce una sucesión secundaria del pastizal, mejorando su condición y la producción de forraje como consecuencia del desbroce de la biomasa aérea de los arbustos y escaso impacto sobre el estrato herbáceo. El rolado aumenta la cobertura de broza y remueve el suelo superficialmente, favoreciendo la germinación de semillas existentes en el ambiente (Quiroga et al., 2008).

Son pocos los trabajos que abordan el uso de indicadores de suelo en ambientes donde el rolado ha intervenido los ecosistemas naturales (Anriquez et al., 2015; 2016). Sin bien existen antecedentes en donde se han evaluado los efectos de esta práctica en propiedades edáficas, las características sitio – específicas de la vegetación natural y los suelos son muy variables. Entre los parámetros evaluados, aquellos relacionados con la captación y conducción del agua en el suelo, así como el contenido de carbono orgánico han sido los más seleccionados (Magliano et al., 2017; Kunst et al., 2003; Quiroga et al. 2008). Por el otro lado existen enfoques para la evaluación integral de la calidad de los ecosistemas naturales en donde existen metodologías expeditivas que relacionan atributos funcionales con indicadores edáficos. La metodología “análisis de función de paisaje” desarrollada en Australia por Tongway et al. (2004), es una herramienta disponible para monitorear degradación en ambientes áridos. La misma ha sido adaptada por INTA para la región patagónica (Oliva et al., 2011). Por su practicidad y bajo costo, esta metodología sería interesante para evaluar el impacto del rolado. Sin embargo, se debería ajustar y adaptar a los ecosistemas nativos de San Luis, en donde existe una alta participación del estrato arbóreo. Es por ello que los objetivos del siguiente trabajo fueron a) evaluar los indicadores edáficos de una metodología de análisis de función del paisaje, b) variables edáficas relacionadas con la calidad de suelos y c) comparar los resultados entre ambos enfoques.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en las cercanías de la localidad de Quines (-32,12°; -65,68°). El tipo de suelo predominante es un Torriortente Ustico serie Balde de Escudero, con un perfil A-AC-C de textura franca arenosa. Las precipitaciones anuales son de 480 mm y la temperatura media anual es de 20 °C (INTA & Gobierno de San Luis, 2005). Se comparó un rolado (R) de buffel grass (*Cenchrus ciliaris*) y gatton panic (*Panicum máximum*) bajo pastoreo rotativo intensivo durante seis años, apareado con un bosque de quebracho blanco (*Aspidosperma quebracho-blanco*) y algarrobo negro (*Prosopis nigra*), que representa a la vegetación natural (VN) del sitio. Los tratamientos se encontraron a 3 km de distancia, respetando el mismo tipo de suelo y ubicación en el paisaje.

La metodología de análisis de función del paisaje, utiliza once indicadores edáficos superficiales para evaluar el estado de un ecosistema determinando funcionalidad y reflejando el estado de procesos eco-sistémicos críticos. Por intercepción sobre una línea de 50 m se midió la estructura de inter-parches, luego se eligieron los primeros 10 inter-parches de suelo desnudo, mayores de 40 cm, para caracterizarlos. El método produce tres índices (estabilidad o resistencia a la erosión, infiltración o capacidad para almacenar agua y reciclaje de nutrientes) que resumen diferentes aspectos de la funcionalidad del ecosistema. Estos índices no permiten clasificar de manera automática un determinado ecosistema en base a su estado de degradación, su utilización tiene sentido para comparar lugares con distinto grado de funcionalidad o para evaluar la respuesta temporal a una perturbación (Tongway et al., 2004).

Sobre la línea de medición se seleccionaron tres parches vegetados para las determinaciones de suelo. Estimamos la infiltración acumulada en 30 min con un anillo simple a carga constante de 1 mm. La densidad aparente fue determinada con el método del cilindro en los siguientes estratos: 0-10 cm, 10-20 cm y 20-40 cm. También se tomaron muestras con barrero para la determinación de carbono orgánico total por el método de Walkley & Black en los estratos 0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm y 40-60 cm. Por último, tomamos muestras sin disturbar de los primeros 20 cm para la determinación de la estabilidad estructural en húmedo (De Leenheer & De Boodt), expresado como el cambio en diámetro medio ponderado (Santos et al., 2017). La selección de estas profundidades coincidió con los horizontes del perfil edáfico. Las diferencias se analizaron con test-t.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis de función de paisaje (AF)

La tabla 1 los valores de los índices de funcionalidad entre manejos. Estos índices varían entre 0 y 100%. Todos los índices fueron mayores en VN que en R, aunque con diferente magnitud. El índice de reciclaje fue casi un 70% mayor, asociado a la presencia de especies criptógamas y principalmente a la calidad del mantillo. La diferencia entre los índices de infiltración fue aproximadamente 1%, mientras que para estabilidad fue del 2%. Estos dos índices están calculados por mediante la combinación de otros indicadores cualitativos que estiman la proporción de cobertura, la presencia de costras y una prueba de desintegración en agua (slake test).

Tabla 1: Índices funcionales relacionados con la dinámica de agua y nutrientes en suelo calculados con la metodología de análisis de función de paisaje. Los valores están expresados en porcentaje. T= Tratamiento, R= Rolado, VN= Vegetación Natural.

T	Estabilidad	Infiltración	Reciclaje
R	49	37,5	44,1
VN	49,9	37,9	74,3

Densidad Aparente (DA), estabilidad estructural en húmedo (EEH) e Infiltración acumulada (IA).

La figura 1 muestra los valores medios de densidad aparente (DA), estabilidad estructural en húmedo (EEH), expresada como el cambio en el diámetro medio pondera e infiltración (IA). La DA fue similar entre tratamientos en

todos los estratos analizados (P<0,05). Resultados similares fueron reportados por Martín et al. (2010). Los valores medios de DA para los estratos 0-10 cm, 10 – 20 cm y 20-40 cm fueron 1,45 ± 0,09; 1,33 ± 0,09 y 1,28 ± 0,08 Mg m^{-3}, respectivamente. Estos valores de DA no superan el umbral máximo (1,59 Mg m^{-3}) calculado por Jones (1983) a partir del contenido de limo +arcilla de estos suelos, aunque en el estrato de 0-10 cm supera el umbral mínimo (1,34 Mg m^{-3}), con lo cual los suelos comienzan tener restricciones en el crecimiento radicular (Reynolds et al. 2002). La EEH fue mayor en R que en VN (P<0,01). Los valores del cambio en el diámetro ponderado en húmedo fueron bajos en ambos manejos, lo que indican una alta estabilidad estructural en húmedo. La IA en los primeros 30 min fue mayor en VN que en R (P<0,05). Esto coincide con Kunst et al. (2003 y 2013) quienes encontraron menores valores de infiltración básica en tratamientos rolados que bajo vegetación natural en suelos de Santiago del Estero. En la región de estudio esto coincide con Magliano et al. (2017), quienes asocian este cambio a la compactación producida por el tránsito de la maquinaría y el pastoreo animal.

A B C

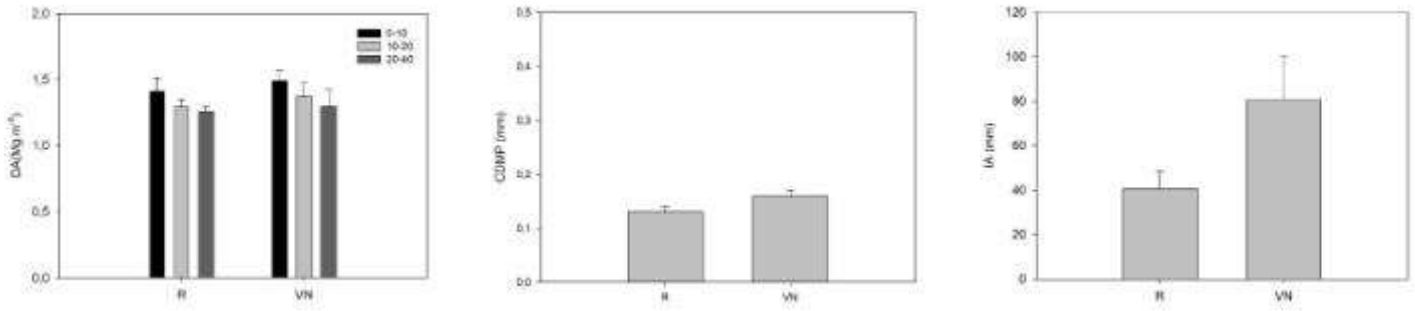


Figura 1: A) Densidad Aparente (DA), B) Estabilidad Estructural en húmedo, expresado como el cambio en el diámetro ponderado en húmedo (CDMP) y C) Infiltración acumulada (IA) un suelo rolado (R) y bajo vegetación natural (VN). Las barras verticales representan el desvío estándar (n=3).

Distribución vertical del carbono orgánico total

La figura 2 muestra la variación vertical en el perfil de suelo del contenido de carbono orgánico total (COT). El COT fue similar entre tratamiento en los primeros 20 cm (P>0,05). En el estrato de 0-10 cm, existió una tendencia a mayor acumulación de COT en R que en VN (38,4 vs 33,4 g kg^{-1}, P=0,06). Estos resultados coinciden con Anriquez et al. (2005) y Martín et al. (2010). Estos valores son similares a los encontrados por de Dios Herrero et al. (2014) para suelos bajo el mismo tipo de vegetación y textura de suelo. En el estrato de 20-40 cm el COT fue mayor en VN que en R. Estos resultados no coinciden con Martín et al. (2010). En el estrato de 40 – 60 cm el COT fue similar entre manejos con un valor medio de 14,1 ± 3 g kg^{-1}. Esto coincide con las observaciones de Ecclesia et al. (2012), quienes afirman que el cambio entre vegetación nativa y pasturas produce una acumulación de COT en la superficie con una disminución en el estrato sub-superficial. Esto demuestra la importancia de muestrear por debajo de los primeros 20 cm para evaluar el efecto del manejo en el COT en este tipo de ambientes. El stock de COT en los primeros 40 cm fue 102 Mg ha^{-1} en R mientras que en VN fue de 131 Mg ha^{-1} (P<0,05).

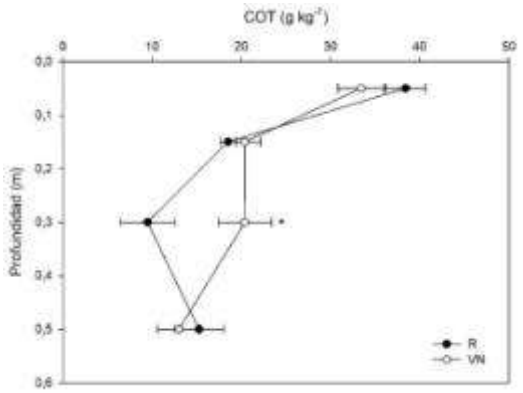


Figura 2: Variación vertical en el perfil de suelo del contenido de carbono orgánico total (COT) en un suelo rolado (R) y bajo vegetación natural (VN). Las barras horizontales representan el desvío estándar (n=3). *= P<0,05.

Discusión general

El comportamiento de los índices que estiman funciones similares mostró una gran variabilidad entre las metodologías. Los índices de estabilidad estructural en húmedo indican que ambos manejos poseen una buena resistencia a procesos de desintegración de la estructura por el agua. Esto puede estar explicado por los altos contenidos de COT superficial en ambos manejos (Franzluebber & Arshad, 1996). Con relación a la infiltración, el índice estimado en AF no fue tan sensible como lo fue el medido con el anillo simple. Por último, el contenido de carbono orgánico y el índice de reciclaje mostraron resultados similares, pero mientras el primero estuvo explicado por el carbono orgánico de estratos sub-superficiales, el segundo lo hizo por el mantillo superficial. Esto demuestra que la metodología debería adaptarse para reflejar mejor el efecto de la raíces en el desarrollo de carbono orgánico sub-superficial y en la infiltración, que muestra disminuir en estos suelos.

CONCLUSIONES

- La metodología de evaluación funcional tuvo valores aceptables en estabilidad y reciclaje, aunque se debe ajustar infiltración.
- No existió diferencias en la densidad aparente del suelo, las diferencias fueron leves en estabilidad estructural en húmedo y la infiltración disminuyó por el rolado.
- Existe una tendencia a una mayor concentración de COT en los primeros 10 cm en el rolado y a mayor contenido de COT en el estrato superficial bajo la vegetación nativa, lo que determinó un mayor stock de carbono en los primeros 40 cm en este último.
- La metodología de análisis de función del paisaje es una metodología expeditiva y de bajo costo para comparar funcionalidad de los ecosistemas afectados por prácticas de manejo, la misma debería adaptarse para reflejar mejor el efecto de la raíces en el desarrollo de carbono orgánico sub-superficial y en la infiltración, que muestra disminuir en los suelos bajo estos ambientes.

AGRADECIMIENTOS

A la empresa Agritur S.A. por permitir utilizar sus instalaciones y al proyecto regional con enfoque territorial del noroeste sanluiseño por la financiación del estudio. A Aldo Suarez por el análisis de las muestras de estabilidad estructural en húmedo.

BIBLIOGRAFÍA

- Anriquez, A; A Albanesi; C Kunst; R Ledesma; C López; A Rodriguez Torresi & J Godoy. 2005. Rolado de fachinales y calidad de suelos en el chaco occidental, Argentina. Ci. Suelo (Argentina) 23(2): 145-157.
- de Dios Herrero, JM; JC Colazo & DE Buschiazzo. 2014. Balance de carbono, efecto del manejo en suelos de San Luis. En: Actas del XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del suelo & II Reunión Nacional de Materia Orgánica y Sustancias Húmicas, Bahía Blanca.
- Ecclesia, RP; EG Jobbágy; RB Jackson; F Biganzoli & G Piñeiro. 2012. Shifts in soil organic carbón for plantation and pasture establishment in native forests and grasslands of South America. Global Change Biol. 18: 3237-3251.
- Franzluebber & Arshad, 1996. Water-stable aggregation and organic matter in four soils under conventional and zero tillage. Can. J. Soil Sci. 76:387-393.
- INTA & Gobierno de San Luis. 2005. Carta de suelo de la República Argentina. Hoja Concarán. Ediciones INTA. CABA. X pp.
- Jones, CA. 1983. Effect of soil texture on critical bulk densities for root growth. Soil Sci. Soc. Am. J. 47, 1208–1211.
- Kunst, C; R Ledesma; M Basan Nickish; A Gabriel; D Prieto & J Godoy. 2003. Rolado de fachinales e infiltración de agua en el suelo en el chaco occidental (Argentina). RIA 32 (3): 1:21.
- Kunst, C; R Ledesma: P Tomsic & J Godoy. 2013. Rolados en infiltración de agua en el suelo en la región chaqueña occidental. Revista de la Fac. de Agro. UNLPam 22: 43-49.
- Magliano, PN; RJ Fernández; EL Florio, F Murray & E Jobbágy. 2017. Soil physical changes after conversión of woodlands to pastures in dry chaco rangelands (Argentina). Rangeland Eco. & Manag. 70: 225-229.
- Martin, J; E Adema; S Aimar & F Babinec. 2010. Efecto del rolado sobre propiedades fisicoquímicas del suelo en el ecotono Caldenal-Monte Occidental. Pub. Tec. 76. INTA Anguil. Ediciones INTA. CABA. 30 pp.
- Oliva, G; J Gaitán; D Bran; V Nakamatsu; J Salomone; G Buono; J Escobar; D Ferrante; G Humano; G Ciari; D Suarez; W Opazo; E Adema & D Celdrán. 2011. Manual para la instalación y lecturas de monitores MARAS. INTA.
- Quiroga, A; E Adema; R Fernández; L Butti & T Rucci. 2008. Propiedades del suelo en un pastizal rolado del ecotono cardenal-monte occidental. En: Actas del XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.
- Reynolds, W.D; BT Bowman; CF Drury; CS Tan & X. Lu. 2002. Indicators of good soil physical quality: density and storage parameters. Geoderma 110:131–146.
- Santos, D; M Wilson & M Ostinelli. 2017. Metodología de muestreo de suelos y ensayos a campo. Protocolos básicos comunes. 2da Ed. Ediciones INTA. CABA. 160 pp.
- Tongway, D & NL Hindley. 2004. Landscape Function Analysis: Procedures for monitoring and assessing landscapes. With special reference to Minesites and Rangelands. Canberra, CSIRO.
- Wilson, M. 2017. Manual de indicadores de calidad del suelo para las ecorregiones de Argentina. Editorial INTA. CABA. 151 pp.

C4P31. ESTUDIO DE LA DENSIFICACIÓN EDAFICA EN LOTES CON CAÑA DE AZÚCAR.

Corbella[1], Roberto D[1]., Tonatto[1], M. Javier, Courel[1], Gerónimo F., Plasencia[1], Adriana M., Hernández[2], Emiliano, Apud[2], Matías y García[1], José R.

1- Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucumán. Avenida Roca 1900. San Miguel de Tucumán. Argentina.
2- Técnicos Profesionales, empresa Los Cevilares S.A., roberto.corbella@gmail.com

RESUMEN

El incremento de la densidad aparente (DA) conduce a la "compactación" que es la empaquetadura de las partículas del suelo (densificación) que se manifiesta a través de la disminución de su espacio poroso. La DA resulta ser un excelente indicador de la condición física del suelo. Sus disminuciones o incrementos son capaces de generar una cadena de múltiples beneficios y/o perjuicios. Un incremento de la DA se traduce en una serie de limitaciones que afectan el crecimiento radicular y la capacidad hídrica de los suelos. En el cultivo de la caña de azúcar los problemas de compactación se magnifican durante la cosecha por la alta intensidad de tráfico que demanda la labor y en ocasiones por el tránsito directo sobre la cepa. El presente trabajo tiene como objetivo determinar la DA y otras propiedades edáficas relacionadas con el desarrollo del cultivo de la caña de azúcar, antes y después de la tarea de cosecha. Los estudios se realizaron, durante las campañas 2015 al 2017, en campos de la empresa Los Cevilares S.A. ubicada en el departamento Cruz Alta en la subregión subhúmeda seca de la Llanura Chacopampeana Tucumana. Se trabajo en los lotes 7 Quebrachos sobre suelos clasificados como Argiustoles típicos. Se hicieron las siguientes determinaciones: Carbono orgánico; Nitrogeno total; Fósforo asimilable; pH; Conductividad eléctrica, Textura, Contenido hídrico y DA. La DA se determinó en 3 sectores (trocha, costilla y surco) y en 4 niveles de profundidad (0-5, 5-10, 10-17 y 17-25 cm). Se comprobó que antes y después de la cosecha existen valores de DA limitantes. Los mayores incrementos se manifestaron después de realizada la cosecha, en los tres sectores estudiados. El sector más afectado lo representó la trocha, principalmente a la profundidad de 0-5 cm. Es recomendable el uso de cultivadores para descompactar los lotes cultivados con caña de azúcar.

Palabras clave: Densidad Aparente, suelos, tráfico

INTRODUCCIÓN

Según Fadda (2002) la degradación física se refiere a los cambios adversos en las propiedades físicas del suelo, como son la porosidad, permeabilidad, peso específico aparente y estabilidad estructural. La misma se mide por el aumento de la densidad aparente (DA) en $g.cm^{-3}.año^{-1}$, o disminución de la conductividad hidráulica (K) en $cm.hora^{-1}.año^{-1}$. Para estudiar la degradación física se toma en consideración la capa de suelo comprendida entre 0 y 60 cm (FAO, 1980). Por lo tanto, dentro de las propiedades edáficas, la DA resulta ser un excelente indicador de la condición física del suelo. Sus disminuciones o incrementos son capaces de generar una cadena de múltiples beneficios o perjuicios (Corbella, *et al*., 2016). Un incremento de la DA de un suelo se traduce en una serie de limitaciones que por un lado afectan el crecimiento radicular por un incremento de la resistencia del suelo a su penetración, pobre aireación, acumulación de gases tóxicos y exudados radiculares y, por otro, la capacidad hídrica de los suelos por baja velocidad de infiltración, lento movimiento y redistribución de agua y nutrientes.

El incremento de la DA conduce a la "compactación" que es la empaquetadura de las partículas del suelo (densificación) que se manifiesta a través de la disminución de su espacio poroso. En el cultivo de la caña de azúcar los problemas de compactación se magnifican durante la cosecha por la alta intensidad de tráfico que demanda la labor, por el peso de la maquinaria empleada y por el tránsito directo sobre la cepa en algunos casos. La superficie neta cosechable total con caña de azúcar para la provincia de Tucumán en la zafra 2017 fue estimada en 269.530 ha. Partiendo de esta información y reconociendo que los suelos cultivados con caña de azúcar están sometidos a grandes cargas de peso como consecuencia del manejo del cultivo, surge la necesidad de realizar estudios sobre la densificación que presenta el suelo dedicado al cultivo de la caña de azúcar. El presente estudio tiene como objetivo determinar la densidad aparente y otras propiedades edáficas relacionadas al crecimiento del cultivo en lotes cañeros antes y después de la tarea de cosecha mecanizada.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los ensayos se realizaron en suelos cañeros, durante las campañas 2015 al 2017, de la empresa Los Cevilares S.A. La misma está ubicada en el departamento Cruz Alta, en la subregión subhúmeda seca de la Llanura Chacopampeana Tucumana (Zuccardi y Fadda 1985). Se trabajo en los lotes 7 Quebrachos con suelos Argiustoles típicos. La textura de estos suelos es franco limosa a franco arcillo limosa. En los sitios se hicieron las siguientes determinaciones: Carbono orgánico por Walkley y Black (1934); N total (Nt) por Kjehldal; Fósforo asimilable (P) en ppm por Bray Kurtz 1, pH: potenciométrico dilución 1:2,5; Conductividad eléctrica (CE dS m^{-1}) en Extracto de Saturación, Textura (método organoléptico), Contenido hídrico (método gravimétrico) y Densidad Aparente (DA) método del cilindro (Blake & Hartge 1986).

La DA se determinó en 3 sectores (trocha, costilla y surco) y en 4 niveles de profundidad (0-5, 5-10, 10-17 y 17-25 cm), antes y después de las labores de cosecha. Se usaron dos cilindros de volúmenes diferentes (230,79 y 115,39 cm^3 según la profundidad de estudio). Se calculó la porosidad total (Pt) utilizando el valor de 2,48 $gr.cm^{-3}$ como densidad particular o real. El diseño experimental fue de parcelas totalmente aleatorizadas. El análisis estadístico fue evaluado por el procedimiento ANOVA, usando el paquete estadístico Infostat (2015).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para determinar la existencia de problemas de fertilidad física en 7 Quebrachos se realizo el estudio de DA a 4 profundidades (gráfico 1, 2, 3 y 4) previo a la labor de cosecha. En los primeros 5 cm se encontraron diferencias significativas en los valores de esta propiedad entre los tres sectores evaluados. Los valores más altos de DA correspondieron al sector trocha registrando 1,41 g cm^{-3} como valor promedio y 43% de porosidad total. Los valores más bajos correspondieron al sector surco con 1,12 g cm^{-3} como valor promedio y una porosidad total del 55%. Las consecuencias del incremento de DA en la trocha fueron producto de la generación de una capa de estructura laminar, mezclada con sectores masivos, lo que se traducía en una muy baja infiltración. A la profundidad comprendida entre 5-10 cm se determinaron valores significativos de DA en los sectores trocha y costilla, extendiendose la falta de estructura hasta esa profundidad. En la profundidad comprendida entre 10-17 cm no se detectaron diferencias significativas de DA en los tres sectores estudiados al igual que a los 17-25 cm. A esta profundidad se comprobó que los valores de DA, son muy similares, próximos a ser limitantes al desarrollo radicular, aireación y movimiento de agua entre otras cosas.

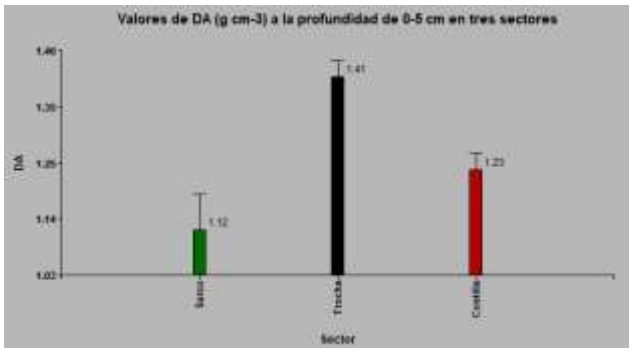


Grafico 1: Valores promedios de DA en tres sectores, profundidades 0-5 cm, lote 7 Quebrachos.

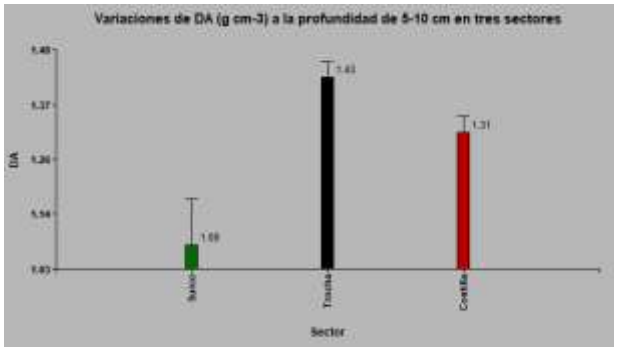


Grafico 2: Valores promedios de DA en tres sectores, profundidades 5-10 cm, lote 7 Quebrachos.

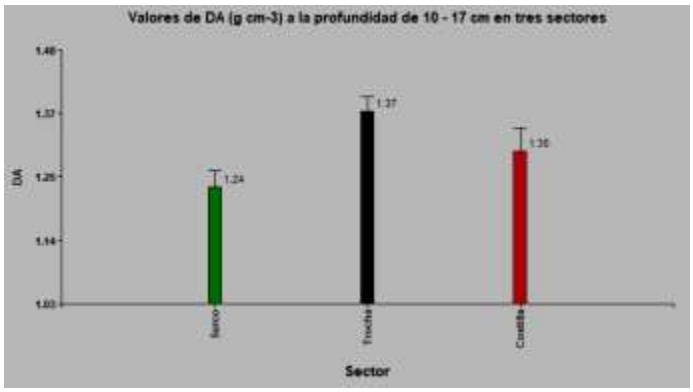


Grafico 3: Valores promedios de DA en tres sectores, profundidades 10-17 cm, lote 7 Quebrachos.

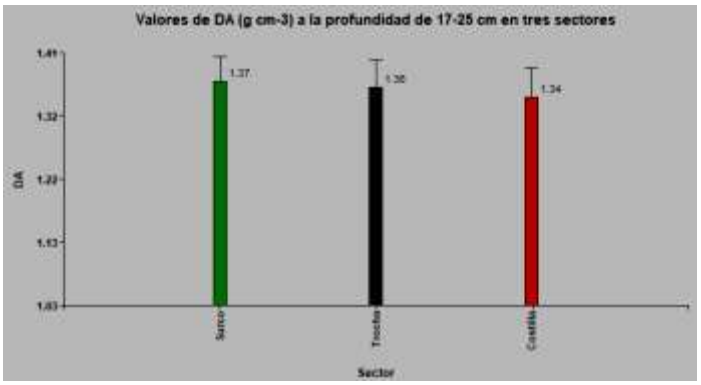


Grafico 4: Valores promedios de DA en tres sectores, profundidades 17-25 cm, lote 7 Quebrachos.

En la tabla 1 están consignados los valores de DA obtenidos después realizada la cosecha del cultivo. El análisis estadistico correspondiente esta efectuado por profundidad. Se determinó que el valor más alto de DA (1,62 g cm^{-3}) se encontró en el sector trocha en superficie (0-5 cm), esto trajo como consecuencia una reducción del 20% de la porosidad total y a igual profundidad, en el surco, se comprobó un reducción del 10% de la porosidad total. En la profundidad comprendida entre 5-10 cm se encontraron diferencias significativa entre los sectores costilla, trocha vs surco, la misma tendencia se manifiesta entre 10-17 cm y en la ultima profundidad (17-25 cm) no existieron diferencias significativas entre los tres sectores estudiados, mostrando claramente una situación de compactación prácticamente homogénea con valores promedios de DA que superan el valor de 1,35 g cm^{-3}

Tabla 1: Valores promedios de DA g cm^{-3} despues de realizada cosecha

SECTOR	Valores promedios de DA g cm^{-3}			
	0-5 cm	5-10 cm	10-17 cm	17-25 cm
Surco	1,25 a	1,14 a	1,26 a	1,37 a
Costilla	1,31 ab	1,26 b	1,39 b	1,39 a
trocha	1,62 b	1,36 b	1,42 b	1,40 a

Los valores de humedad gravimétrica obtenidos indican que los contenidos hídricos expresados en lámina representan, en promedio, unos 72 mm es decir un contenido hídrico próximo a Capacidad de Campo para la clase textural Franco limosa a Franco arcillo limosa.

En la tabla 2 se muestran la cuantificación de las propiedades químicas y físico químicas. En base a estos resultados observamos que son suelos sin problemas de salinidad, con pH que oscilan entre ligera acidez a neutros, con contenidos de materia orgánica (MO%) moderados a altos y con valores bajos de fósforo (P ppm) disponible.

Tabla 2: Cuantificación de propiedades químicas y físico-químicas entre 0-20 cm de profundidad de los lotes cañeros estudiados.

SITIO	pH	CE dS/m	CO%	MO%	Nt%	P ppm
7 Quebrachos 1	7,2	0,6	1,74	3,00	0,13	8,6
7 Quebrachos 2	6,7	0,5	2,00	3,45	0,13	10,8
7 Quebrachos 3	6,3	0,5	1,81	3,12	0,12	10,6
7 Quebrachos 4	5,9	0,5	1,78	3,07	0,13	7,5
7 Quebrachos 5	7,0	0,3	1,38	2,38	0,13	2,6

CONCLUSIONES

- El punto más afectado por el incremento de la DA lo representa la trocha, principalmente a la profundidad superficial de 0-5 cm.
- La zona comprendida entre los 10-20 cm de profundidad también registra incrementos en los valores de DA pero no de la magnitud de capas superficiales, principalmente en la trocha y en la costilla.
- El surco, en general, registra los valores ideales de DA para una buena infiltración de agua, buena actividad biológica y buen desarrollo radicular entre otros.
- A partir de la profundidad comprendida entre 15-20 cm se evidencia un mayor valor de DA en las tres situaciones.
- Es fundamental considerar la capacidad portante de suelo y esto se relaciona con el contenido de humedad edáfico (a mayor humedad menor capacidad portante).
- Es recomendable realizar tareas de descompactación para comprobar si se revierte la densificación detectada en los lotes.

BIBLIOGRAFÍA

- Blake, G.R. and Hartge, K.H. (1986) Bulk density. In: Klute, A., Ed., Methods of Soil Analysis, Part 1—Physical and Mineralogical Methods, 2nd Edition, Agronomy Monograph 9, American Society of Agronomy—Soil Science Society of America, Madison, 363-382.
- Bray Roger H.; Kurtz, L. T 1945 Determination Of Total, Organic, And Available Forms Of Phosphorus In Soils Soil Science: January 1945 - Volume 59 - Issue 1 - ppg 39-46
- Corbella, R, Tonatto, J. ,Courel, G y Plasencia, A. 2016. Informe estudios propiedades edáficas, Jornadas Grupo Crea, Los Cevilares, Tucumán, Noviembre de 2016,
- F.A.O. 1980. Metodología Provisional para la Evaluación de la Degradación de los Suelos. FAO. Roma.
- Fadda, Guillermo S. 2002. Acciones Antrópicas. Guías de estudio. www.edafologia.com.ar
- Walkley, A. and I.A. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37:29-38.
- Zuccardi, RB & GS Fadda. 1985. Bosquejo agrológico de la Provincia de Tucumán. Miscelánea FAZ-UNT.(86).

C4P32. EFICIENCIA DE DESCOMPACTADORES EN SUELOS CAÑEROS Y SU INFLUENCIA EN EL RENDIMIENTO DEL CULTIVO

Corbella[1], Roberto D[1]., Tonatto[1], M. Javier, Courel[1], Gerónimo F., Plasencia[1], Adriana M., Apud[2], Matías, Hernández[2], Emiliano y García[1], José R.

1- Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucumán. Avenida Roca 1900. San Miguel de Tucumán. Argentina.
2- Técnicos Profesionales, empresa Los Cevilares S.A., roberto.corbella@gmail.com

RESUMEN

No existe a nivel local, suficiente valoración de los efectos de la descompactación sobre el cultivo de caña de azúcar. Mucho menos, acerca de la duración de los efectos de la práctica de descompactación sobre las propiedades edáficas a lo largo del ciclo del cultivo. El presente estudio tiene como objetivo comparar la efectividad de dos equipos descompactadores: el cultivador integral (CI) y el cultivador de laminas curvas (CLC), sobre la densificación de suelos cañeros a través de la determinación de la Densidad Aparente (DA) como así también el rendimiento cultural obtenido después de realizadas las labores y comparar los resultados con los lotes no descompactados. Los ensayos se realizaron en suelos cañeros de la empresa Los Cevilares S.A., departamento Cruz Alta en subregión subhúmeda seca de la Llanura Chacopampeana Tucumana. Se trabajo en los lotes Sarita Norte y Sarita Sur, con suelos Argiustoles típicos. La textura es franco limosa a franco arcillo limosa Se determinó Carbono orgánico; Nitrógeno total; Fósforo asimilable, pH; Conductividad eléctrica, Textura, Contenido hídrico; DA. La DA se determinó en 3 zonas (trocha, costilla y surco) y en 3 niveles de profundidad (0-5, 5-10 y 10-20 cm), antes y después de las labores de cosecha. Se calculó la porosidad total (Pt). El diseño experimental fue de parcelas totalmente aleatorizadas. Antes de efectuada la cosecha los menores valores de DA se determinaron en el tratamiento realizado con el CI, para todas las profundidades estudiadas. Después de la cosecha el tratamiento CI mantuvo su mayor eficiencia de descompactación. En la población de tallos molibles, no hubo diferencias significativas entre los tratamientos. En cuanto al peso de tallos, se observó una tendencia de aumento en los tratamientos de CI y CLC respecto al testigo. En el rendimiento cultural existieron diferencias significativas entre tratamientos y entre tratamientos y testigo. El mayor rendimiento se registró en CI.

Palabras clave: Cultivadores , laboreo , compactación.

INTRODUCCIÓN

El uso indiscriminado de labores de cultivo, ha llevado al desarrollo de capas subsuperficiales altamente compactadas las cuales coinciden con la zona de mayor desarrollo radical para la mayoría de los cultivos. Esta situación genera alteraciones en la permeabilidad del suelo al agua y al aire, así como también, una alta resistencia a la penetración, lo que origina una inhibición del crecimiento radical de las plantas (Pla, 1990; Kviz *et al.*, 2014). Estas raíces al no poder penetrar profundamente, traen como consecuencia un aumento de la susceptibilidad de los cultivos a la sequía y un menor aprovechamiento de los nutrientes, por esta razón se produce una disminución en los rendimientos (Materechera *et al.*, 1993); el tráfico de máquinas agrícolas modifica la condición del suelo, aumenta la densidad, disminuye el diámetro medio ponderado de los agregados y la macro porosidad en el entresurco con relación a la línea de plantación lo que causa degradación acumulativa de la calidad del suelo a través del tiempo (Botta *et al.*, 2004). Hakansson (1982) confirma que entre los numerosos procesos que conducen al deterioro de la estructura del suelo, la compactación del subsuelo inducida por el tráfico de vehículos pesados, pareciera ser el desafío más importante a largo plazo para una agricultura sostenible.

Autores como Gebauer *et al*., (2012); Rodríguez y Valencia (2012), entre otros, han investigado el efecto de la compactación de los suelos agrícolas originado por el tráfico de los medios que intervienen en el proceso de producción demostrando la relación existente entre el número de pasadas y el peso de los medios mecanizados sobre la compactación de los suelos. No existe a nivel local, suficiente valoración de los efectos de la descompactación sobre el cultivo de caña de azúcar. Mucho menos, acerca de la duración de los efectos de la práctica de descompactación sobre las propiedades edáficas a lo largo del ciclo del cultivo. El presente estudio tiene como objetivo comparar la efectividad de dos equipos descompactadores: el cultivador integral (CI) y el cultivador de laminas curvas (CLC), sobre la densificación de suelos cañeros a través de la determinación de la DA como así también el rendimiento cultural obtenido después de realizadas las labores y comparar los resultados con los lotes no descompactados.

MATERIALES Y MÉTODOS

Los ensayos se realizaron en suelos cañeros, durante las campañas 2015 al 2017, de la empresa Los Cevilares S.A. La misma está ubicada en el departamento Cruz Alta en subregión subhúmeda seca de la Llanura Chacopampeana Tucumana. Se trabajó en los lotes Sarita Norte y Sarita Sur, con suelos Argiustoles típicos. La textura de estos suelos es franco limosa a franco arcillo limosa. En los sitios se hicieron las siguientes determinaciones: Carbono orgánico por Walkley y Black (1934); N total (Nt) por Kjehldal; Fósforo asimilable (P) en ppm por Bray Kurtz 1, pH: potenciométrico dilución 1:2,5; Conductividad eléctrica (CE dS m^{-1}) en Extracto de Saturación, Textura (método organoléptico), Contenido hídrico (método gravimétrico); Densidad Aparente (DA) método del cilindro (Blake & Hartge 1986). La DA se determinó en 3 zonas (trocha, costilla y surco) y en 3 niveles de profundidad (0-5, 5-10 y 10-20 cm), antes y después de las labores de cosecha. Se usaron dos cilindros de volúmenes diferentes (230,79 y 115,39 cm^3 según la profundidad de estudio).

Se calculó la porosidad total (Pt) utilizando el valor de 2,48 $gr.cm^{-3}$ como densidad particular o real. El diseño experimental fue de parcelas totalmente aleatorizadas. El análisis estadístico fue evaluado por el procedimiento ANOVA, usando el paquete estadístico Infostat (2016). El análisis estadístico se realizo considerando cada profundidad por separado.

Se comparó el laboreo que realizaron en descompactación las herramientas cultivador integral (CI) y el cultivador de laminas curvas (CLC). El CI permite la realización de labores de descompactado (laboreo vertical) de suelo y abonado simultáneamente con rastrojos en superficie y el CLC, permite la realización de labores de descompactado (laboreo vertical) en las trochas con rastrojos en superficie a través de un sistema de cinceles curvos. Se fijaron estaciones de evaluación en lotes de manejo comercial (Sarita Norte y Sarita Sur) donde se realizaron las labores mecánicas de descompactado y se consideró como testigo un sector del mismo lote sin descompactar. Las evaluaciones se realizaron en tres momentos diferenciales en cada caso: previo a la cosecha mecanizada y a la labor de descompactado; posterior a la labor de descompactado y finalmente posterior a la cosecha.

Los resultados obtenidos se correlacionaron con los rendimientos culturales estimados en las parcelas de ensayo. Para ello, se establecieron 3 puntos de muestreo por parcela donde se realizó un conteo de tallos molibles (3 surcos de 10 m de largo) y se pesaron 3 muestras de tallos (10 tallos pelados y despuntados a la altura de quiebre natural) para así poder obtener los componentes del rendimiento cultural.

$$\text{Rendimiento Cultural} = \text{Peso promedio de tallo molible} \times \text{Población tallos ha}^{-1}$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Evaluación de la DA antes de efectuada la cosecha

En la Tabla 1 se muestran los valores de DA obtenidos en los tratamientos descompactados (CI vs CLC) y no descompactado (Testigo) para las 3 profundidades consideradas (0-5 cm, 5-10 cm y 10-20 cm). Estas profundidades de estudio están en función de lo expresado por Botta *et al* (2004) quienes definen a la compactación desde dos profundidades: 1) compactación superficial: la que se produce por la presión superficial en la zona de contacto rueda/suelo y esta depende de la presión de inflado y de la deformación del suelo y 2) compactación subsuperficial: es producida por el peso total del equipo. Cabe destacar que se considera, para suelos de textura franco limosa, como un nivel limitante para un adecuado desarrollo radicular un valor de DA superior a 1,35 g/cm^3.

Tabla 1 Valores promedios de DA en los tres tratamientos y a tres profundidades

Tratamiento	Valores de DA g/cm^3 a diferentes profundidades (cm)		
	0-5	5-10	10-20
CI	1,12 A	1,25 A	1,31 A
CLC	1,21 A	1,31 B	1,36 AB
Testigo	1,23 A	1,32 B	1,39 B

Letras comunes indican que no son estadísticamente diferentes p< 0,05.

En la Tabla 2 se visualizan los valores de DA en los diferentes sectores muestreados (trocha, costilla y surco). Los menores valores de DA se determinaron en el tratamiento realizado con el CI, para todas las profundidades estudiadas. Se comprobaron diferencias estadísticamente significativas entre las profundidades comprendidas entre 5-10 cm y 10-20 cm entre CI y CLC.

Tabla 2 Valores promedios de DA en los tres sectores y a tres profundidades

Sectores	Valores de DA g/cm ^{3} a diferentes profundidades (cm)		
	0-5	**5-10**	**10-20**
Surco	1,12 A	1,16 A	1,25 A
Costilla	1,23 A	1,32 B	1,36 B
Trocha	1,25 A	1,41 C	1,45 C

Letras comunes indican que no son estadísticamente diferentes p< 0,05.

En base a los resultados obtenidos se comprobó que la eficiencia de labor realizada, bajo las condiciones de trabajo (condiciones edáficas, regulación del conjunto implemento-tractor y velocidad de trabajo del conjunto), por el equipo CLC es menor que CI. Esto se comprobó a través del mayor valor de DA obtenido con este equipo entre las profundidades que van desde los 5 cm a los 20 cm de profundidad.

Evaluación de la DA después de efectuada la cosecha

Una vez efectuada la cosecha se hicieron nuevas determinaciones de DA, obteniéndose que entre los 0-5 cm de profundidad las diferencias significativas que se observaron fueron en el tratamiento CI, en el sector surco, con una DA de 0,96 g/cm^3 (más bajo) y con una porosidad total del 61%. En la trocha del Testigo se reportó el mayor valor que fue de 1,39 g/cm^3 con un valor de porosidad total del 44%. En los restantes tratamientos y sectores no se observaron diferencias significativas.

Entre los 5-10 cm de profundidad las diferencias significativas que se observaron fueron en el tratamiento CI, en el sector surco con una DA de 1,04 g/cm^3 y Pt del 58%, el mayor valor se determinó en el sector trocha en el tratamiento CLC con una DA de 1,48 g/cm^3 y Pt de 40%, superando en algunos casos al valor de DA del testigo (en trocha y costilla).

Entre los 10-20 cm de profundidad las diferencias significativas que se observaron fueron en el tratamiento CI, el valor más bajo de DA en el sector surco con 1,24 g/cm^3 con una Pt del 50% y el mayor valor fue de 1,49 g/cm^3 con una Pt del 40% en el sector trocha en el tratamiento CLC. En los gráficos 1 y 2 se observan los valores de DA y Pt, a las tres profundidades del sector trocha.

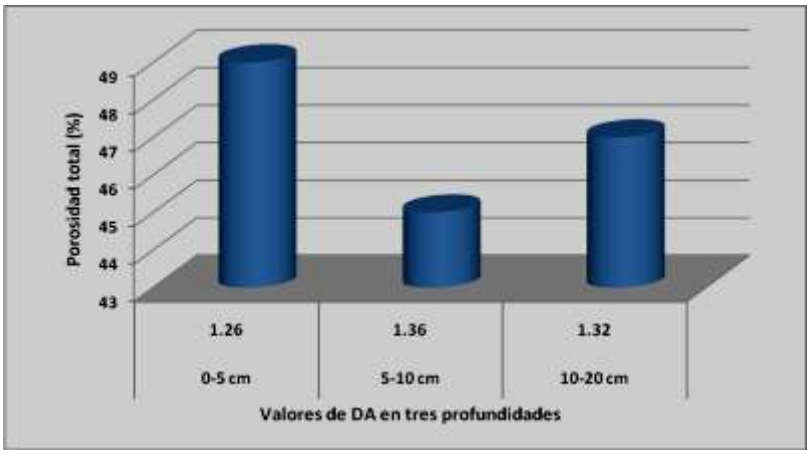


Grafico 1- Porosidad total (%) en el sector trocha descompactado con CI.

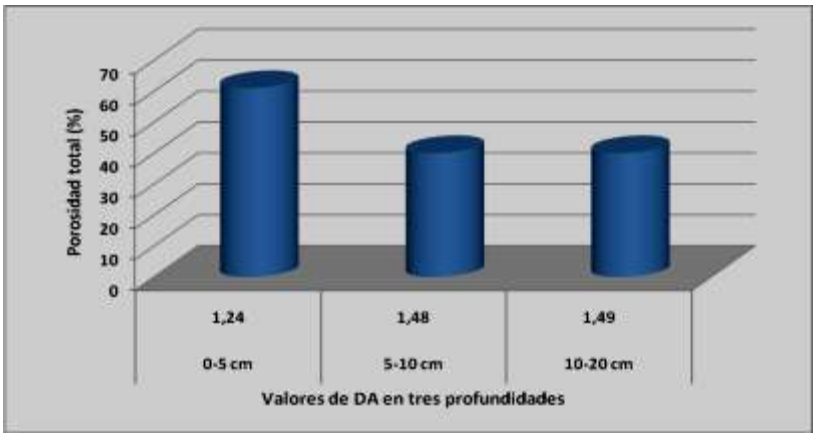


Grafico 2- Porosidad total (%) en el sector trocha descompactado con CLC.

Los resultados obtenidos demostraron que el tratamiento CI mantuvo su mayor eficiencia en la tarea de descompactación después de efectuada la cosecha. Es importante destacar que estos suelos son de textura moderadamente fina a fina y todas la determinaciones de DA, que llegaron a ser más de 400, se hicieron con contenidos de humedad próximos a capacidad de campo en coincidencia con lo expresado por Saffih *et al.* (2009) quienes demostraron que a mayor contenido de arcilla, mayor es la capacidad del suelo para soportar esfuerzos. En suelos arcillosos y limosos el contenido de agua es el factor más importante mientras que en suelos arenosos los parámetros mecánicos son menos dependientes de la condición inicial de humedad y más dependientes de la densidad aparente inicial.

Producción

A los fines de poder correlacionar los datos obtenidos de DA con el crecimiento del cultivo, se procedió a hacer estimaciones potenciales de producción. A continuación (tabla 3) se presentan los datos obtenidos de componentes de rendimiento cultural (población de tallos y peso promedio de tallos) demostrándose que no se detectaron diferencias significativas entre el testigo y los equipos descompactadores como tampoco entre los equipos descompactadores.

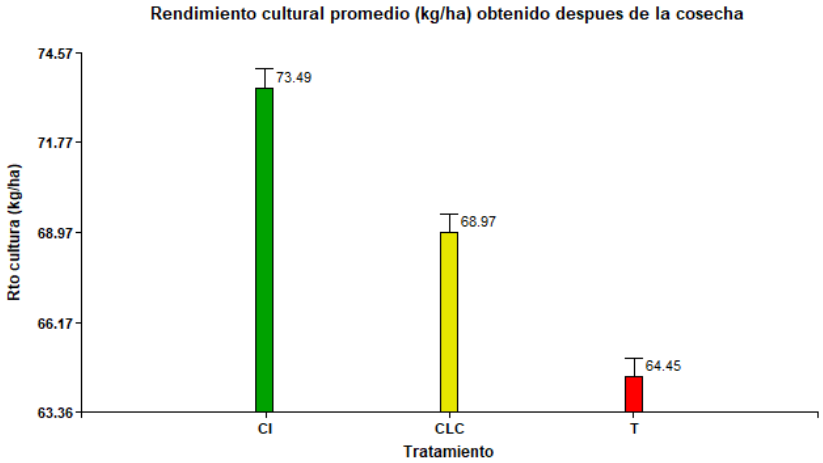
Tabla 3 Valores promedios de población y peso de la caña de azúcar

Tratamiento	Población (tallos m^{-1})	Peso (kg $tallo^{-1}$)
T	18,65 A	0,57 A
CLC	18,85 A	0,62 A
CI	18,95 A	0,65 A

Letras comunes indican que no son estadísticamente diferentes p< 0,05.

En cuanto a la población de tallos molibles, se observó que no hay diferencias significativas entre los tratamientos. En cuanto al peso de tallos, se observa una tendencia de aumento de los mismos en los tratamientos de CI y CLC respecto al testigo.

En cuanto al rendimiento cultural si se evidenciaron diferencias significativas entre tratamientos y entre tratamientos y testigo. El grafico 2 muestra los valores en kg/ha obtenidos. El mayor rendimiento se registró en CI, seguido de CLC y por último el testigo.



CONCLUSIONES

- Contrariamente a las opiniones de Álvarez C. *et al* (2006) quienes afirman que la densidad aparente es un parámetro relativamente insensible a la práctica de descompactación, consideramos que la DA si resulta ser un excelente indicador de la condición edáfica siempre y cuando el número de determinaciones sean representativos de la variabilidad de la propiedad a evaluar.
- En este ensayo la labor del Cultivador Integral fue más eficiente que el Cultivador de Láminas Curvas. Su efectividad se terminó manifestando en los valores en kg/ha obtenidos para el cultivo de caña de azúcar.
- El surco en general presentó lo valores ideales de DA para una buena infiltración de agua, buena actividad biológica, buen desarrollo radicular entre otros.
- En el sector trocha y a partir de la profundidad comprendida entre 5 -20 cm se evidenció un valor de DA limitante para la caña de azúcar.
- Para disminuir los incrementos de DA es fundamental considerar la capacidad portante de suelo y esto se relaciona con el contenido de humedad edáfico, a mayor humedad menor capacidad portante.
- Es condición "sine qua non" supervisar las labores de cosecha ya que el manejo adecuado de la misma permite reducir el consumo de combustible y las emisiones por tonelada de caña cosechada.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez Carina Rosa; Taboada Miguel Ángel; Bustingorri Carolina; Gutiérrez Boem & Flavio Hernán (2006) Descompactación de suelos en Siembra Directa: Efectos sobre las propiedades físicas y el cultivo de maíz Ciencia del Suelo (Argentina) 24 (1) 0-0, 2006
- Blake, G.R. and Hartge, K.H. (1986) Bulk density. In: Klute, A., Ed., Methods of Soil Analysis, Part 1—Physical and Mineralogical Methods, 2nd Edition, Agronomy Monograph 9, American Society of Agronomy—Soil Science Society of America, Madison, 363-382.
- Botta, GF; D Jorajuria; H Rosatto & C Ferrero. 2006. Light tractor traffic frequency on soil compaction in the Rolling Pampa region of Argentina. Soil Till. Res. 86(1):9-14.
- Botta, GF; D Jorajuria; R Balbuena & H Rosatto. 2004. Mechanical and cropping behaviour of direct drilled soil under different traffic intensities: effect of soybean (Glycine max L.) yields. Soil Till. Res. 78(1):53-78.
- Bray Roger H.; Kurtz, L. T 1945 Determination Of Total, Organic, And Available Forms Of Phosphorus In Soils Soil Science: January 1945 - Volume 59 - Issue 1 - ppg 39-46
- Hakansson, I.; Voorhees, W. B.; Riley, H. Vehicle and wheels factors influencing soil compaction and crop response in different traffic regimes. Soil & Tillage Research, v.11, p.239282, 1988.
- Kvíz, Z. – Kroulik, M. – Chyba, J. 2014. Machinery guidance systems analysis concerning pass-to-pass accuracy as a tool for efficient plant production in fields and for soil damage reduction. In Plant, Soil and Environment, vol. 60, no.1, pp. 36–42
- Luís A. Rodríguez1 & Jhon J. Valencia (2012) Impacto del tráfico de equipos durante la cosecha de caña de azúcar (Saccharum officinarum) Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental v.16, n.10, p.1128–1136, 2012 Campina Grande, PB, UAEA/UFCG – http://www.agriambi.com.br

- Materechera S. A.,A. M. Alston, J. M. Kirby and A. R. Dexter 1993. Field evaluation of laboratory techniques for predicting the ability of roots to penetrate strong soil and of the influence of roots on water sorptivity. Plant and Soil. February 1993, Volume 149, Issue 2, pp 149–158
- Pla, I. 1990. Methodological problems to evaluate soil physical degradation. In Trans. 14th Intl. Congress of Soil Sci. Soc. 1:95-100. Kyoto, Japan.
- Saffih-hdadi, K.; Défossez, P.; Richard, G.; Cui, Y.-J.; Tang, A.M. & Chaplain, V. An evaluation of the susceptibility of french surface layers soil to compaction at various water contents and bulk densities. Soil Tillage Res., 105:96-103, 2009.
- Walkley, A. and I.A. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37:29-38.
- Zuccardi, RB & GS Fadda. 1985. Bosquejo agrológico de la Provincia de Tucumán. Miscelánea FAZ-UNT.(86).

-

C4P33. DINAMICA DE LA EROSION HIDRICAY CONECTIVIDAD HIDROLOGICA EN AMBIENTES ARENOSOS

Corigliano, José; Cisneros, José y Gonzalez, Jorge

Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. Av. Prof. Leónidas Cholaky Km 604. Río Cuarto. Argentina. jcorigliano@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN

El área medanosa de las provincias de Córdoba y San Luis viene sufriendo severos fenómenos de desestabilización hidrológica en cuencas originalmente arreicas. Dichos procesos reconocen causas naturales, como el incremento de las lluvias y el ascenso de niveles freáticos, y antrópicas, relacionados al cambio de uso del suelo y a la falta de ordenamiento territorial. El objetivo de este trabajo, es caracterizar el fenómeno de conectividad hidrológica de la cuenca arroyo Chaján, y analizar su posible evolución futura. La metodología de estudio comprendió una etapa de fotointerpretación, relevamientos de campo y análisis de las tendencias, tanto en crecimiento de la longitud de cauces, como de áreas de aportes. Toda la información se integró en un SIG. En función de la información histórica y de los relevamientos actuales, se realizó una prognosis al año 2030, sobre la posible evolución del sistema hidrológico. Los resultados muestran que desde el año 1924 a la actualidad la cuenca incrementó su longitud de cauces en un 517 % (40 a 247 km), y su área de aporte desde 2015 hasta la actualidad en un 60 % (19.868 a 32.646 ha). El incremento más importante, tanto en área como en longitud de cauces, se produjo en 2015, con la integración de 2 nuevas subcuencas (Oeste y Paraguaya), que transformaron la cuenca del arroyo Chaján de arreica a exorreica, produciendo su interconexión con la cuenca vecina del Este. Todos los nuevos cauces generados durante este período se encuentran en un estado geomórfico pobre (taludes inestables, carencia de vegetación y alta carga sedimentaria). Se estima que de continuar esta tendencia se producirá un crecimiento de la longitud de cauces de un 45 %, y del área de aporte de un 110 %, poniendo en riesgo ecosistemas de alto valor ambiental (humedales), como así también infraestructura rural y urbana.

Palabras claves: Desestabilización, cuencas, planicie medanosa.

INTRODUCCIÓN

Uno de los principales procesos de deterioro ambiental en el oeste de la provincia de Córdoba es el de la erosión hídrica en todas sus formas, desde la erosión superficial en las tierras agrícolas ganaderas, a la erosión en cárcavas de grandes dimensiones (Paoli *et al.*, 2000; Cantu, 1998, Cantero *et al.*, 1998). Estos procesos han ido variando en magnitud e intensidad a partir de los últimos años en función de una complejidad de factores asociados al aumento de las precipitaciones, a la expansión de las fronteras agrícolas (INTA, 2003), y a los cambios en el uso y manejo de las tierras, caracterizados por una intensificación del uso agrícola y por un cambio hacia la racionalidad cortoplacista en los criterios de uso del suelo.

La variabilidad espacial y temporal de las relaciones precipitación- generación de escurrimiento- producción y transporte de sedimentos genera diversidad de respuestas en la salida de las cuencas. Esa diversidad puede ser asociada al grado de acoplamiento-desacoplamiento entre las áreas de generación de escurrimiento y sedimentos, las pendientes y la red de drenaje, es decir, que puede ser vinculada a diferencias en la conectividad hidrológica y sedimentológica (Bracken & Croke, 2007). La conectividad es un concepto empleado en hidrología y geomorfología para describir el movimiento de las aguas y los sedimentos a través de los diferentes compartimentos del paisaje de una cuenca (Croke *et al.*, 2013). Turnbull *et al*. (2008) establecen que la conectividad hidrológica resulta de interés para describir el comportamiento hidrológico de un sistema.

La vegetación juega un rol importante en la influencia de rugosidad superficial y en la capacidad local de almacenar sedimentos y agua (Puigdefabregas *et al*., 1999); y también incrementa la infiltración (Bochet *et al*., 1999; Cammeraat, 2004). Por lo tanto, la vegetación contribuye desconectando áreas entre cuencas altas y bajas. La capacidad de la vegetación de influenciar la conectividad de flujos muestra una fuerte dinámica temporal y espacial, la cual varía según las estaciones, eventos climáticos extremos, uso y prácticas de manejo así como también otras formas de presión naturales y antrópicas.

Cholaky *et al*. (2004), estudiaron el avance de la erosión lineal en los arroyos menores del sur de Córdoba, entre el año 1.924 y el 2.004, determinando que el arroyo Chaján creció de 40 a 110 km de longitud máxima para ese período.

Cisneros (2010) caracteriza a la cuenca del arrojo El Ají (ubicado al Este de la cuenca Chaján) por su elevada complejidad hidrológica, por su fuerte interacción con el sistema de caminos y su alta dinámica geomórfica.

Según Jobbágy *et al*. (2015), para el arroyo Nuevo (cuenca El Morro), ubicado al Oeste de la cuenca Chaján, el proceso de formación de nuevos ríos para el arroyo Nuevo, involucra una serie de cambios en el transporte del agua, suelo, sedimentos y sales.

Con base en estos antecedentes se parte de la hipótesis de que el sistema hidrológico de la cuenca arroyo Chaján se encuentra en un proceso de desestabilización y tiende hacia un nuevo equilibrio, pudiendo interconectar nuevas superficies que generen aportes de escurrimiento a una nueva red de drenaje .

El objetivo de este trabajo es caracterizar la dinámica erosiva y estimar el incremento de las vías de drenaje y las superficies aportantes de escurrimiento de la cuenca Arroyo Chajan a sus vecinas, mediante conectividad hidrológica, y evaluar la probabilidad de generación de nuevas interconexiones en el futuro.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se aplicó la metodología propuesta por Gonzalez *et al*. (2002), que incluye: recopilación de información, fotointerpretación sobre imágenes satelitales y relevamientos a campo sobre la situación actual de la cuenca y sus puntos críticos.

Para poder definir las cuencas y subcuencas, se elaboró un mapa de curvas de nivel de la superficie en estudio, la base de datos se obtuvo del Consorcio de Información Espacial (CGIAR), y se procesó en el software Quantum GIS. Basándose en la distribución, forma y las diferentes alturas de las mismas, se definieron las divisorias de aguas de la cuenca y sus subcuencas, además, la continuidad hidrológica que se manifiesta por la presencia de caminos, canales artificiales y la activación de cárcavas, los cuales pueden actuar como conductores del escurrimiento (red de drenaje temporal).

La red de drenaje se delimitó en base a las características de color, textura, forma y distribución de las imágenes satelitales, en combinación con la información obtenida de altimetría y la distribución y comportamiento de la red de caminos (divisores de aguas y vías de desagüe artificiales), y la presencia de canales de desagüe. Todos los cálculos y correcciones requeridas en el desarrollo, se realizaron con el software Quantum GIS.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En función de la información obtenida, la longitud total de cauces desde el año 1924, era de 40km, para el año 2017, la longitud total es de 247 km, incrementándose la misma en un 617 %, a un ritmo anual de 2,2 km/año. La cuenca arroyo Chaján fue descripta y definida en 2015 con una superficie total de 19.868 ha (Corigliano, 2015).

Evolución de la longitud de cauces y superficie de la cuenca hasta 2017.

La evaluación permitió determinar que la longitud de cauces se ha incrementado de 40 a 247 km, desde el año 1924 hasta 2017, en la tabla Nº1 se detalla la evolución en la longitud de cauces y el área total de la cuenca para los años 1924, 2004, 2015 y 2017. El registro del incremento superficial de la cuenca se realiza desde el año 2015, ya que no se encontró información previa a esta fecha. La cuenca creció un 64,3 %, con una superficie de 19.868 ha en 2015, hasta 32.646 ha en 2017 (Figuras 2a y 2b).

Tabla 1: Evolución temporal de la cuenca Chaján desde 1924 hasta 2017.

		1924	2004	2015	2017
Longitud de Cauces	Km	40	110	123	247
	incremento %	---	175	11,8	100,8
	Av. Medio anual	---	0,9	1,2	62
Área de la cuenca	ha	---	---	19.868	32.646
	Incremento %	---	---	---	60

En las Figuras 1a a 1d, se indica la evolución histórica de las longitudes de cauces de la cuenca Chaján.

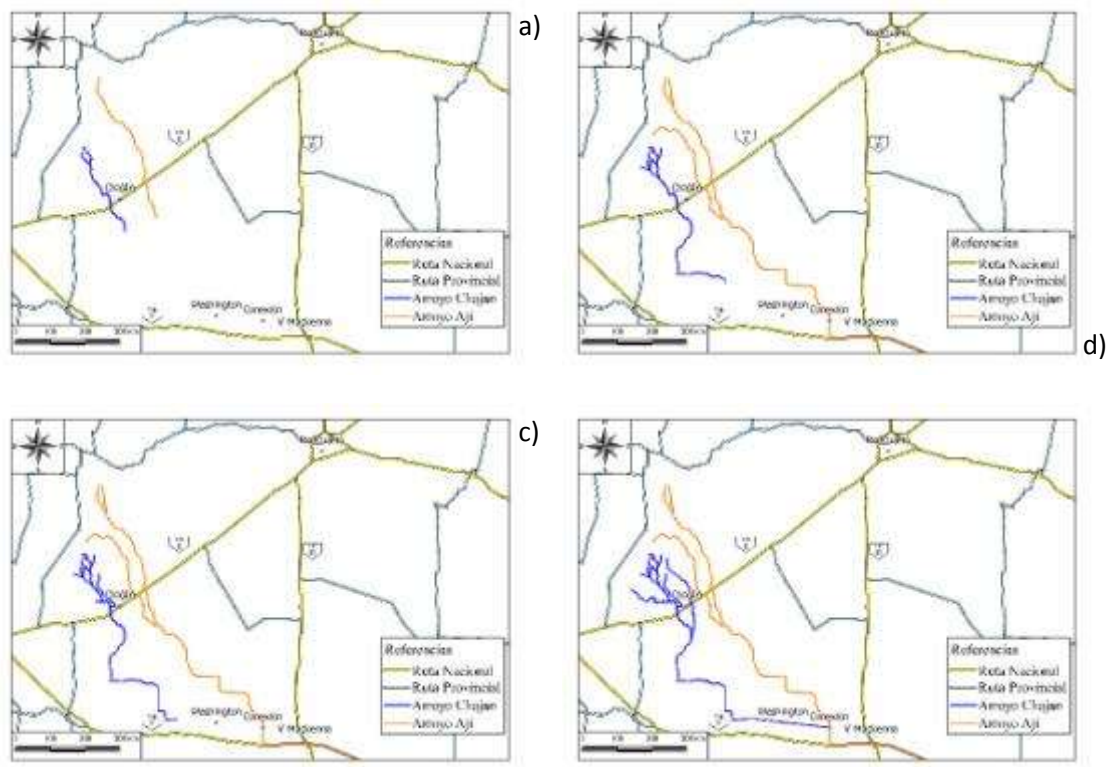


Figura 1: Evolución de la longitud de cauces del arroyo Chaján para 4 épocas: a) 1924, b) 2004, c) 2015 y d) 2017.

En noviembre de 2015, se generó la aparición del nuevo arroyo "La Paraguaya", luego de un evento de precipitación que produjo la integración a la cuenca de unas 11.000 ha de dos nuevas subcuencas: a) 3.600 ha corresponden a la nueva cuenca "La Paraguaya". Esta conexión se produjo por el avance retrocedente de una cárcava que produjo el corte de la divisoria natural, y b) 7.500 ha ubicadas hacia el sector Oeste de la cuenca Chaján, denominada "cuenca Oeste". Esta conexión se debió a canalizaciones que produjeron un trasvase entre lagunas, derivando en el corte de un médano que actuaba como barrera contenedora, derivando así sus aguas en el arroyo Chaján, conectándose toda esta superficie a la cuenca Chaján. Este crecimiento en la superficie aportante provocó un aumento en los caudales, generando la ruptura de barreras naturales, conectando así el arroyo Chaján con el arroyo Ají ubicado hacia el Oeste de la localidad de Vicuña Mackenna, conectando a la cuenca del Río Cuarto alrededor de 32.000 ha (Figura 2).

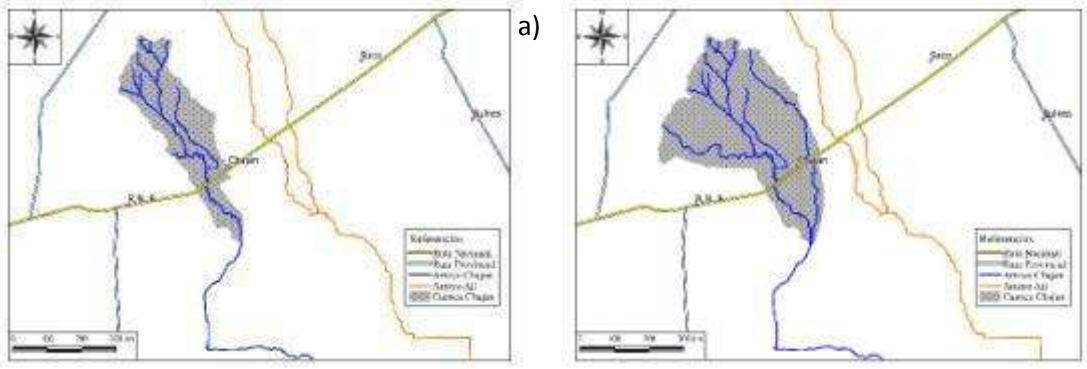


Figura 2: Evolución de la superficie de la cuenca del arroyo Chaján para 2 épocas: a) 2015 y b) 2017.

Posible evolución de la longitud de cauces y superficie de la cuenca Chaján.

Las proyecciones se realizaron asumiendo un modelo lineal, continuando la tendencia pasada y considerando que la red de drenaje que aún no se ha interconectado lo hará a una tasa constante hasta el año 2030. Si bien se considera que esta proyección es lineal, es importante considerar que los saltos cualitativos en área y longitud de cauces, se han dado frente a eventos de lluvia extremos que pueden ocurrir muy rápidamente. Por esta razón las proyecciones realizadas podrían considerarse como conservadoras. Estudios sobre la evolución de arroyos en estos ambientes, muestran una tendencia similar, donde se combinan cambios cuantitativos y saltos cualitativos en la evolución de este tipo de cuencas en áreas medanosas (Cholaky et, al., 2004; Jobaggy et. al. 2015). En este caso, el salto cualitativo más importante fue la transformación del funcionamiento arreico regulado por la presencia de humedales, a un comportamiento exorreico de interconexión hidrológica con la cuenca vecina a expensas del drenaje de humedales y la alteración del flujo por canalizaciones, desvíos y drenaje por caminos. Los resultados de la proyección obtenidos para longitudes de cauces y área de la cuenca se detallan en la tabla 2.

Tabla 2: Evolución temporal de la cuenca Chaján desde 2017 hasta 2030.

		2017	2020	2025	2030
Longitud de Cauces	Km	247	262	325	358
	incremento %	---	6,1	24	10,2
	Av. Medio anual	---	5	12,6	6,6
Área de la cuenca	ha	32.646	45.716	61.912	68.931
	Incremento %	---	40	35	11

Cabe destacar que debido a los procesos erosivos recientes sobre el cauce su estado geomórfico puede considerarse pobre según la clasificación de Brierkley y Fryirs (2005), caracterizado por falta de estabilidad de taludes y fondo ausencia de vegetación de ribera, abundante sedimento en suspensión (datos no mostrados) y materiales arenosos. Los conceptos de conectividad hidrológica y sedimentológica permitieron la comprensión del fenómeno y sus posibles tendencias (Bracken et. al., 2013).

En las Figura 3 se indica la posible evolución de las longitudes de cauces de la cuenca para los años 2020, 2025 y 2030, siendo el punto de partida el año 2017.

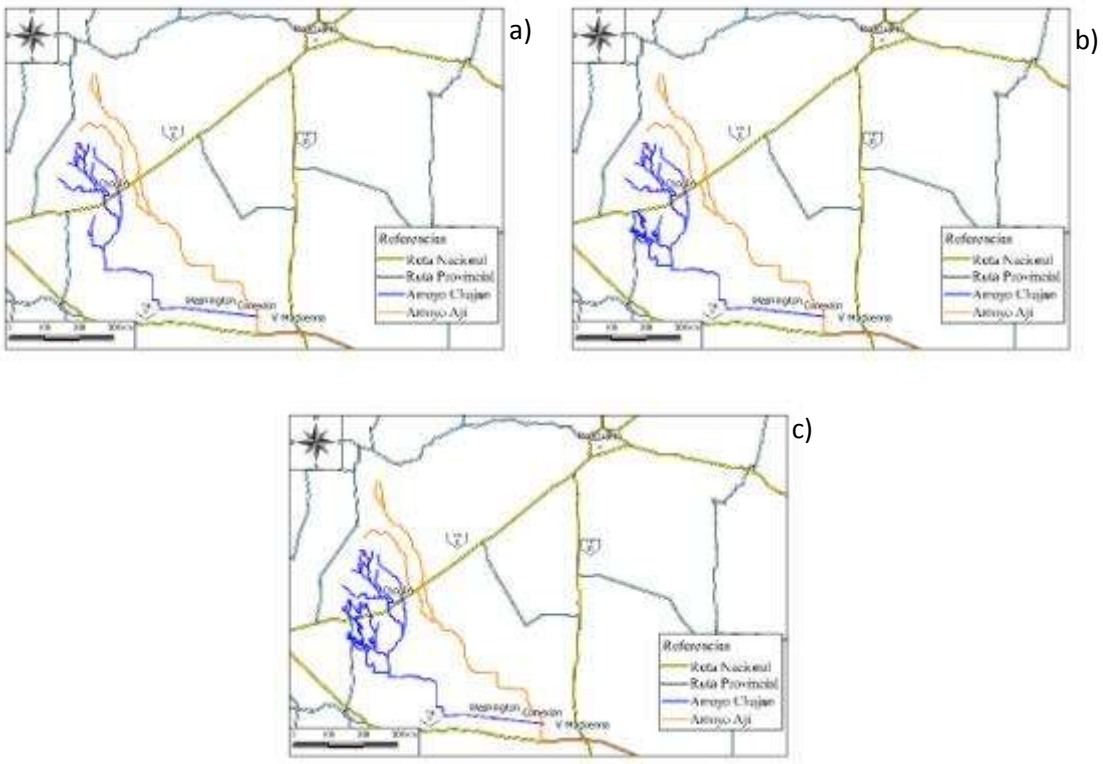


Figura 3: Evolución de la longitud de cauces del arroyo Chaján para 4 épocas: a) 2020, b) 2025 y c)

2030.

De acuerdo a las proyecciones a futuro realizadas, la superficie de aporte de la cuenca podría alcanzar las 68.931 ha, duplicando su superficie total para el año 2017. En la figura 4 se detalla la evolución de las superficies estimadas de la cuenca para los años 2020, 2025 y 2030.

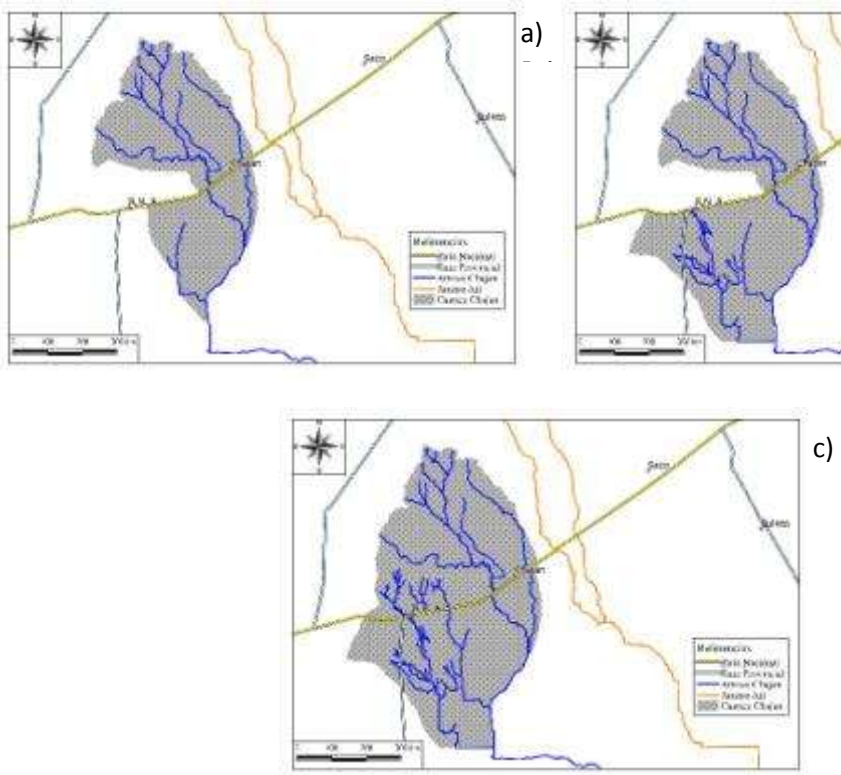


Figura 4: Evolución de la superficie de la cuenca del arroyo Chaján para 3 épocas: a) 2020, b) 2025 y c) 2030. b)

CONCLUSIONES

La superficie aportante definida para la cuenca Chaján se incrementó en un 64 % en los últimos 3 años, de 19.868 ha en 2015 a 32.646 ha en 2017, esta incrementó del evento producido el 25 de noviembre de 2015, donde se produjo la conexión al arroyo Ají, formando así parte de la cuenca de los arroyos menores.

En base a las tendencias observadas, se realizó una proyección de longitud de cauces y áreas aportantes para la próxima década, que indicarían un aumento 45 % y 110 %, respectivamente.

Se estima que esta dinámica en la conectividad hidrológica y sedimentológica de la cuenca, provoque un incremento de los procesos erosivos y el caudal, los aportes sedimentarios, disminuya la calidad del agua (sales, fertilizantes, agroquímicos, etc.), reduzca la superficie total agrícola, e incremente los daños a la infraestructura rural y urbana.

BIBLIOGRAFÍA

- Bracken L J y J Croke. 2007. The concept of hydrological connectivity and its contribution to understanding runoff dominated geomorphics system. Hydrological Processes 21: 1749-1763.
- Bracken L J, J Wainwright, G A Ali, D Tetzlaff, M W Smith, S M Reaney y A G Roy. 2013. Concepts of hydrological connectivity: Research approaches, pathways and future agendas. Earth-Science Reviews 119: 17-34.
- Brierkley G J y K A Fryirs. 2005. Geomorphology and river management. Applications of the river styles vegetation in SE Spain. Catena 38, 23-44

- Bochet E, J L Rubio y J Poesen. 1999. Modified topsoil islands within patchy Mediterranean vegetation in SE Spain. Catena 38, 23-44.
- Cammeraat E. 2004. Scale dependent thresholds in hydrological and erosion response of a semi-arid catchment in Southeast Spain. Agriculture, Ecosystems and Environment 104, 317-332.
- Cantero Gutiérrez A, M Cantú, J M Cisneros, J Cantero. M Blarasin, A Degioanni, J González, V Becerra, H Gil, J De Prada, S Degiovanni, C Cholaky, M Villegas, A Cabrera y C Eric. 1998. Las tierras y aguas del sur de Córdoba. Propuestas para un manejo sustentable. Universidad Nacional de Río Cuarto, 119 pp. ISBN 950-665-101-9.
- Cisneros J. 2010. Bases para el ordenamiento territorial del sur de Córdoba (Argentina). El caso de la cuenca de los arroyos menores. Tesis doctoral.
- Corigliano J. 2015. Sistemas de Información Geográfica y Modelo de Simulación Hidrológica Aplicado a la Cuenca Arroyo Chaján (Córdoba). Tesis de grado.
- Cholaky C, M Reynero, J Gonzalez, J Cisneros, A Degioanni y A Cantero. 2004. Avance de la erosión lineal y producción de sedimentos en los arroyos menores del sur de Córdoba. Facultado de Agronomía y veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto.
- Croke J, C Fryirs y C Thompson. 2013. Channel-floodplain connectivity during an extreme flood event: implications for sediment erosion, deposition, and delivery. Earth Surface Processes and Landforms 38 (12): 1444-1456.
- Gonzalez J, T Rodinson, J Cantero, C Cholaky y J. Cisneros. 2002. Utilización de los SIG en la gestión de recursos naturales en una cuenca serrana del centro de Argentina. Revista UNRC. Vol 22 1-2.
- Jobbágy E, M Nosetto, H Bernasconi, J Colazo, M Galvan, J Mercau, C Saenz, E Colazo, C Larrusse, A Marchi., O Barbosa, A Giaccardi, M Hellmers, D Martinez y A Tripaldi. 2015. Los nuevos cursos de agua en la cuenca del Morro: Descripción del proceso y pautas para su gestión.
- Paoli C, R Giacosa, H Bianchi, R Mazzon, G Bernal, G Macedo, C Montaverde y R. Bravo. 2000. Estudios en el área de derrame del río Quinto y arroyos del sur de Córdoba. Informe Técnico. Instituto Nacional del Agua y del Ambiente. Ministerio de Infraestructura y Vivienda. Subsecretaría de Recursos Hídricos. Argentina. 30 pp.
- Puigdefabregas J, A Sole, L Gutierrez, G Del Barrio y M Boer. 1999. Scales and preocesses of wáter and sediment resdistribution in drylands: results from Rambla Honda site in Southseast Spain. Earth-Science Reviews 46 (1-2), 39-70.
- Turnbull L, J Wainwright y R Brazier. 2008. A conceptual framework for undestanding semi-arid land degradation: ecohydrological interactions across multiple-space and time scales. Ecohydrology 1 (1): 23-34.

C4P34. MANEJO CULTURAL EN CAÑA DE AZUCAR, SU EFECTO EN DENSIDAD APARENTE Y RENDIMIENTO

Courel, Gerónimo F. [1]; Corbella Roberto D. [1]; Banegas, Natalia[1,2;] y Plascencia Adriana[1].

[1]Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucumán. Avenida Roca 1900. San Miguel de Tucumán (4000), Argentina. [2]INTA-Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido (IIACS-CIAP). Leales (CP 4113), Tucumán - Argentina.

RESUMEN

Los suelos cañeros están sometidos a grandes cargas de peso como consecuencia del manejo del cultivo. Operaciones como plantación, cultivo y especialmente o principalmente cosecha, muchas veces se realizan en condiciones de humedad edáfica cercanas o por encima de la capacidad de campo, lo que conlleva a generar una mayor susceptibilidad de los suelos a sufrir compactación y, por ende, afectar el rendimiento del cultivo. Una de las prácticas comúnmente realizadas en la producción de caña es la roturación profunda de los suelos, con el fin de "descompactar" para generar mejores condiciones para el desarrollo del cultivo. El objetivo de este trabajo fue determinar y evaluar los valores de densidad aparente (DA) de dos lotes cañeros (lote 1 y 2) con manejos culturales diferentes y correlacionarlos con el rendimiento cultural. El ensayo, de naturaleza observacional, se desarrolló en lotes comerciales de caña de azúcar ubicadas en la Región de la Llanura Chaco pampeana subhúmeda-seca de Tucumán. Se trabajó en dos lotes plantados con LCP 85-384, ambos tuvieron el mismo manejo en caña planta y soca 1; lo que se traducía en no roturación profunda de suelo (30 cm) y en soca 2 se realizó el manejo diferencial, efectuando solamente una roturación profunda en el lote 1. Luego de la cosecha se realizaron 3 calicatas en cada lote para tomar muestras de DA y humedad edáfica a 4 profundidades (0-10, 10-20, 20-30 y 30-40 cm) en la costilla del surco y en trocha. No se registraron diferencias significativas en los valores de DA obtenidos en trocha (1,29 gr/cm^3 para lote 1 con descompactador, y 1,23 gr/cm^3 para lote 2) , como así tampoco en costilla, donde los valores medios para ambos lotes fueron de 1,28 gr/cm^3. En cuanto a los rendimientos culturales, en el primer año (caña planta) los valores obtenidos para el lote 1 y 2 fueron muy similares: 1.112 y 1.170 Kg/surco respectivamente; en el segundo año (soca 1), a pesar de tener el mismo manejo (no roturación profunda) el lote 2 arrojó un mayor valor de rendimiento cultural, superando en 121 kg/surco al lote 1. En cuanto a los rendimientos culturales obtenidos en el tercer año (soca 2), donde el manejo si fue diferencial, demostró que el lote 1 superó en 68 Kg/surco al lote 2. Como conclusión preliminar, consideramos que los valores arrojados de DA no resultaron ser una limitante de naturaleza física para el desarrollo del cultivo, pensamos que la determinación de la misma es fundamental para decidir el paso o no de un implemento. En esta experiencia se demostró que el paso del implemento no necesariamente esta correlacionado con una disminución de la DA, pensando que hay otras variables de distinta naturaleza que puedan tener una mayor influencia en el rendimiento del cultivo de caña.

Palabras clave: compactación, suelo cañero, roturación

C4P35. CULTIVOS DE COBERTURA Y ABONOS VERDES EN EL SUDESTE BONAERENSE. I: ACUMULACIÓN DE AGUA PARA MAÍZ

Crespo, Cecilia [1]*; Dominguez, Germán F.[2]; Studdert, Guillermo A.[2] y Diez, Santiago N.[2].

[1] Becario de la Comisión de Investigaciones Científicas Provincia de Buenos Aires; [2] Unidad Integrada Balcarce (Fac. Ciencias Agrarias-UNMdP - EEA INTA Balcarce), * Autor de contacto: crespo.cecilia@inta.gob.ar.

RESUMEN

Los cultivos de cobertura (CC) y abonos verdes (AV) son especies sembradas entre dos cultivos de cosecha, y no son pastoreados ni cosechados. A diferencia de los AV, los CC no son incorporados al suelo. Cumplen un rol importante en aumentar la productividad de los cultivos posteriores, mejorando las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar la utilización de vicia (*Vicia villosa* Roth.), avena (*Avena sativa* L.) y de la consociación de éstas como CC/AV, y su efecto sobre la disponibilidad de agua a la siembra para el cultivo de maíz en secano bajo distintos sistemas de labranza y fechas de matado. Se realizaron las siguientes determinaciones: 1) En el suelo: a) contenido de agua a la siembra (0-20 y 20-60 cm) del maíz; 2) En los CC/AV: a) acumulación de materia seca (MS) aérea y b) acumulación de N y relación carbono/nitrógeno (C/N). Hubo efecto significativo de la fecha de matado sobre la acumulación de MS de los CC/AV. La acumulación de MS fue significativamente mayor en los tratamientos con fecha de matado tardío que en los matados tempranos. Hubo interacción significativa entre CC/AV y fecha de matado sobre el contenido de N en biomasa aérea de los CC/AV. En el CC/AV de avena, no hubo diferencias significativas en la acumulación de N entre fechas de matado, mientras que en la consociación y en la vicia, la acumulación de N en el matado tardío fue significativamente mayor que el temprano. No hubo interacción entre CC/AV y fecha de matado y sistema de labranza (LxM) sobre la disponibilidad de agua a la siembra del maíz. Todos los tratamientos presentaron un contenido de agua cercano a capacidad de campo.

Palabras claves: vicia, avena, disponibilidad de agua.

INTRODUCCIÓN

La intensificación de los sistemas productivos tiene el objetivo de utilizar los recursos más eficientemente y aumentar la productividad por unidad de superficie (Caviglia *et al.*, 2004). Esto se puede lograr al ocupar una mayor fracción de la estación de crecimiento con cobertura vegetal viva, logrando un aporte continuo de residuos vegetales, provenientes de la parte aérea y de raíces. Una alternativa para lograr este objetivo es a través de rotaciones de cultivos con distintas épocas de crecimiento, que pueden incluir cultivos de cobertura (CC) o abonos verdes (AV). Los CC/AV son especies sembradas entre dos cultivos de cosecha, y no son pastoreados ni cosechados (Ruffo & Parsons, 2004). A diferencia de los AV, los CC no son incorporados al suelo. Cumplen un rol importante en aumentar la productividad de los cultivos posteriores, mejorando las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo.

La inclusión de CC/AV en rotaciones agrícolas presenta numerosas ventajas. Aumentan la cantidad de carbono (C) ingresado al suelo y su distribución en el perfil y mejoran la calidad edáfica debido a su efecto positivo sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas, así como también son útiles para ayudar al control de malezas (Villamil *et al.*, 2008, Teasdale *et al.*, 2012; Martinez *et al.*, 2013). A su vez, el uso de leguminosas como CC/AV puede incrementar el contenido de nitrógeno (N) en el sistema suelo como consecuencia de la fijación biológica, permitiendo que este nutriente sea aprovechado por un cultivo de cosecha posterior.

La producción de biomasa y la acumulación de N por parte de los CC/AV están sujetas al manejo que se realice. La elección de la especie, la fecha de siembra y el momento de matado de estos cultivos determina dichos parámetros. La combinación de gramíneas y leguminosas como CC/AV posee varios beneficios. Las gramíneas tienen un sistema radical muy denso y fibroso permitiendo una mayor exploración en el suelo y absorción del N mineral residual. La utilización de leguminosas puede tener un rol en el mantenimiento de la productividad del suelo a través de la fijación de N atmosférico y recuperación de dicho nutriente en profundidad (Ruffo & Parsons, 2004). Según Brennan y Boyd (2012), la consociación de gramíneas y leguminosas combina la capacidad de fijación de N de las leguminosas, con la habilidad de recuperación de N del suelo de las no leguminosas. Asimismo, los residuos de dicha consociación también pueden tener una menor relación C/N, lo que incrementa el potencial de mineralización del N en sus tejidos (Sainju *et al.*, 2005). La relación C/N de las especies utilizadas como CC/AV juega un rol importante en la degradación de los residuos. Debido a su menor relación C/N, la velocidad de degradación de los residuos de las leguminosas, es mayor que la de los de las

gramíneas. Vyn *et al.* (1999) encontraron que la disponibilidad de N para maíz fue mayor con el uso de leguminosas, y que gramíneas como avena (Av, *Avena sativa* L.) y centeno (*Secale cereale* L.), no mejoraron la disponibilidad de N para el cultivo de maíz (*Zea mays* L.) en comparación con las parcelas testigo. Esto podría deberse a un efecto de inmovilización de N por parte de gramíneas, que en general tienen mayores relaciones C/N.

Por otro lado, la fecha de matado de los CC/AV incide en la producción de biomasa y posterior aporte de N al suelo. El mayor tiempo de crecimiento de los CC/AV da como resultado mayor acumulación de materia seca (MS) (Lardone *et al.*, 2014). En gramíneas, al llegar a un estado de crecimiento avanzado, se pueden alcanzar altas relaciones C/N, lo cual incide negativamente en la tasa de mineralización neta posterior al matado. En cambio, en el tejido de las leguminosas, la concentración de N continúa incrementándose durante todo su desarrollo a través de la fijación biológica de N (Azcón-Bieto & Talón, 2000) con lo cual, su relación C/N se mantiene baja. Asimismo, la fecha de matado de los CC/AV influirá en la disponibilidad de agua para el cultivo posterior. Este efecto va a depender de las condiciones edafoclimáticas de la zona, por lo cual podrían no ser una buena opción en regiones con escasa posibilidad de recarga del perfil en las etapas iniciales del cultivo siguiente. Sin embargo, el matado temprano de los CC y los residuos superficiales que dejan, podrían mantener y hasta aumentar el agua disponible en el suelo y proteger la superficie del mismo del impacto de las gotas de lluvia. Los CC/AV podrían tener un efecto positivo de la cobertura sobre la infiltración y la pérdida de agua por evaporación.

Las condiciones edafoclimáticas del Sudeste Bonaerense (SEB) suponen una elevada probabilidad de que el perfil del suelo se recargue en la primavera, independientemente del manejo previo (Cárcova & Otegui, 1997). Se hipotetiza que el uso de CC/AV no afectará la disponibilidad de agua a la siembra de un cultivo de verano, como maíz, independientemente de la fecha de matado y el sistema de labranza utilizado. El objetivo de este trabajo es evaluar el comportamiento de vicia (Vi, *Vicia villosa* Roth.), de Av y de la consociación de éstas (Av+Vi) como CC/AV, con dos fechas de matado y distintos sistemas de labranza, y su efecto sobre la disponibilidad de agua a la siembra para maíz.

MATERIALES Y MÉTODOS

La experiencia se llevó a cabo en la Unidad Integrada Balcarce (UIB), (37º 45’ 13’’ S, 58º 17’ 53’’ W; 136 m sobre el nivel del mar), Balcarce, Provincia de Buenos Aires, Argentina en el periodo comprendido entre abril de 2014 y junio de 2015. Se trabajó sobre un Argiudol Típico (fino, mixto, térmico) (Soil Survey Staff, 2014) (Serie Mar del Plata, INTA, 1979) de textura franca para el horizonte A y textura franco arcillosa para el horizonte B, y con una pendiente menor que 2 % (sin ocurrencia de erosión) con tosca variable entre 90 y 130 cm de profundidad.

El diseño experimental del ensayo fue en bloques completos aleatorizados con un arreglo de tratamientos en parcelas divididas con tres repeticiones, siendo la secuencia de cultivos trigo (*Triticum aestivum* L.)/tratamientos CC/AV/maíz. A las parcelas principales se les asignó el factor “CC/AV” con cuatro niveles: 1) Av, 2) Vi, 3) Av+Vi y 4) Testigo (sin CC/AV). A las sub-parcelas se les asignó el factor “sistema de labranza y fecha de matado” (LxM) con cuatro niveles: 1) labranza convencional (LC) con fecha temprana (CTe), 2) LC con fecha tardía (CTa), 3) siembra directa (SD) con fecha temprana (DTe) y 4) SD con fecha tardía (DTa).

Los CC/AV se sembraron el 22 de abril de 2014 bajo SD, con una densidad de 90 kg ha^{-1} y 35 kg ha^{-1} para Av y Vi, respectivamente, y 50 y 35 kg ha^{-1}, respectivamente, para la mezcla Av+Vi. En las unidades experimentales destinadas CTe, el 26 de septiembre se realizaron dos pasadas con rastra de discos doble acción con enganche de tres puntos. En aquéllas DTe se aplicaron 2 L ha^{-1} de glifosato (formulado al 48 %) + 0,1 L ha^{-1} de dicamba (formulado al 48%) + coadyuvante y aceite vegetal en las cantidades recomendadas. El 30 de octubre se aplicaron 2 L ha^{-1} de glifosato (formulado al 48 %) + 0,1 L ha^{-1} de dicamba (formulado al 48%) + coadyuvante y aceite vegetal en las unidades experimentales destinadas DTa. En aquéllas bajo CTa, el 31 de octubre se hizo una pasada con rastra de discos doble acción con enganche de tres puntos. Además, a las sub-parcelas a las que se les había pasado la rastra de discos temprano (CTe), se les realizó una pasada adicional. El 13 de noviembre se realizó una segunda pasada con rastra de discos doble acción con enganche de tres puntos a aquellas unidades experimentales destinadas a CTa.

Para la determinación de la acumulación de MS aérea de los CC/AV (Av, Vi y Av+Vi) se utilizó un marco de 35 x 35 cm, el cual se arrojó aleatoriamente tres veces por cada unidad experimental, poco antes de ser matados en cada una de las fechas. Para los CC/AV con fecha de matado temprano el muestreo se realizó el 26 de septiembre de 2014 y para los CC/AV con fecha de matado tardío se lo realizó el 27 de octubre de 2014. En cada situación se cortó la biomasa aérea total comprendida en el marco. Las muestras fueron llevadas a una cámara de secado a 60°C con circulación forzada de

aire, hasta lograr un peso constante. La biomasa así obtenida, fue expresada en Mg MS ha^{-1}. Para estimar su contenido de N se recurrió a datos de concentración de N (%N) tomados en las parcelas principales del ensayo en un ciclo de CC/AV anterior, con similar fecha de siembra y matado de los CC/AV (Diez, 2017). Se utilizaron los datos de producción de MS del presente experimento a fin de calcular el N en MS de los CC/AV. Los resultados se expresaron en kg N ha^{-1}. Con el (%N) de los CC/AV utilizado para la estimación de N acumulado en biomasa aérea y asumiendo un contenido de C en la MS de los CC/AV de 43% (Sánchez *et al.*, 1996), se calculó la relación C/N.

A la siembra del maíz (fecha de muestreo 21 de noviembre) se determinó el contenido de agua utilizando el método gravimétrico. Se tomaron muestras a las profundidades 0-20 y 20-60 cm. Las muestras extraídas se pesaron en húmedo y se secaron en estufa a 105 °C hasta peso constante. Los resultados obtenidos fueron analizados mediante análisis de varianza con el procedimiento MIXED del programa estadístico Statistical Analysis System (SAS Institute, 2004).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las condiciones meteorológicas del año de estudio fueron similares a las históricas en lo que respecta a la temperatura media, la evapotranspiración de referencia (ET0) (Figura 1) y la radiación incidente. Durante el periodo de crecimiento de los CC/AV con fecha con matado temprana (abril a septiembre de 2014) llovieron 225,2 mm más que la mediana histórica (289,3 mm). Durante el periodo de desarrollo de los CC/AV con matado tardío (abril a octubre de 2014), llovieron 221 mm más que la mediana histórica (374,7 mm).

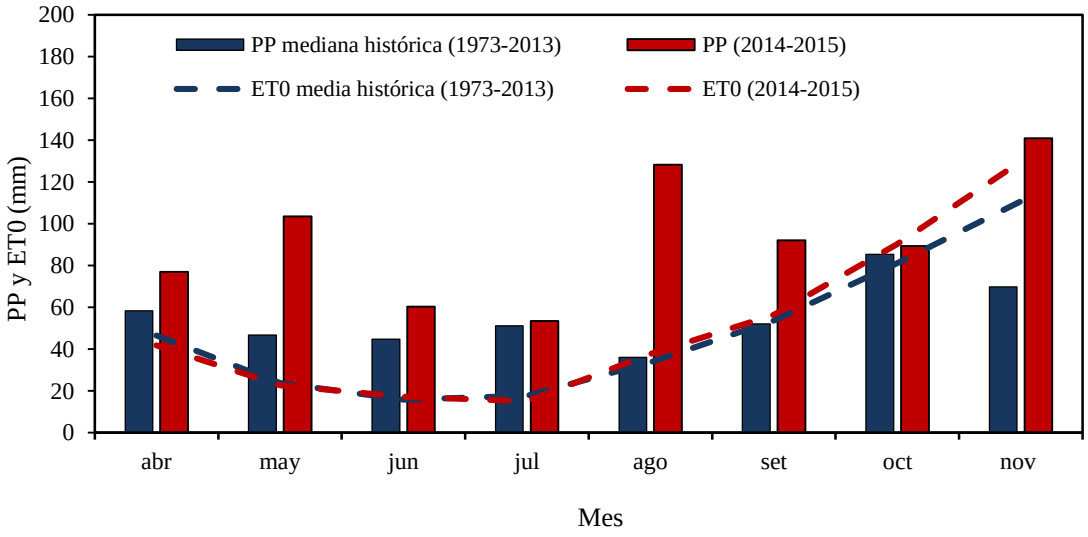


Figura 1: Precipitación mensual del período abril a noviembre de 2014 y mediana histórica mensual del período 1973-2013, y evapotranspiración de referencia (ET0) mensual del periodo abril a noviembre de 2014 y ET0 mensual histórica del período 1973-2013.

No hubo una interacción significativa ($p>0,05$) entre CC/AV y fecha de matado sobre la MS acumulada en la biomasa aérea de los CC/AV. De acuerdo con lo esperado, se detectó un efecto significativo ($p<0,05$) de la fecha de matado (Figura 2a). El retraso en el matado de los CC/AV aumenta la producción de MS (Vanzolini *et al.*, 2013). La MS acumulada por parte de los CC/AV con matado temprano en estado vegetativo fue significativamente menor que la acumulación de MS cuando el matado fue tardío en estado de floración. En este último mes de crecimiento (octubre del 2014), los CC/AV acumularon, en promedio, 2,67±0,1 Mg MS ha^{-1} más en su biomasa aérea (Figura 2a).

No se detectó un efecto significativo ($p>0,05$) de los CC/AV en la acumulación de MS en biomasa aérea. En Av+Vi se registraron las mayores producciones promedio entre fechas de matado (2,87±0,04 Mg MS ha^{-1}), seguido por Av (2,65±0,05 Mg MS ha^{-1}) y luego Vi (2,00±0,22 Mg MS ha^{-1}). La tendencia ($p>0,05$) a un menor crecimiento de Vi respecto a los otros CC/AV podría deberse a las bajas temperaturas entre mayo y agosto. La MS obtenida para Vi fue mayor que la encontrada por Corral (2015) (1,1 Mg MS ha^{-1}, en promedio) sobre el mismo suelo y con similar fecha de siembra y matado de los CC/AV. No obstante, los menores valores obtenidos en dicho trabajo, podrían haberse debido a deficiencias de fósforo (P). En otro ensayo en el SEB sobre el mismo suelo y con similar fecha de siembra del CC/AV, se

obtuvieron rendimientos medios de MS de Vi de 2,26 Mg ha^{-1} (Diez, 2017.). En Av, la MS acumulada fue similar a la determinada por Corral (2015) (2,4 Mg MS ha^{-1}). Otros autores (Clark *et al.*, 1997; Restovich *et al.*, 2012) reportaron que la consociación de gramíneas y leguminosas producía rendimientos en MS significativamente mayores ya que las leguminosas pueden fijar N biológicamente y las gramíneas pueden absorber una mayor cantidad de N excedente del cultivo antecesor. En este ensayo se observó una tendencia (p>0,05) a mayores rendimientos en MS en la mezcla Av+Vi.

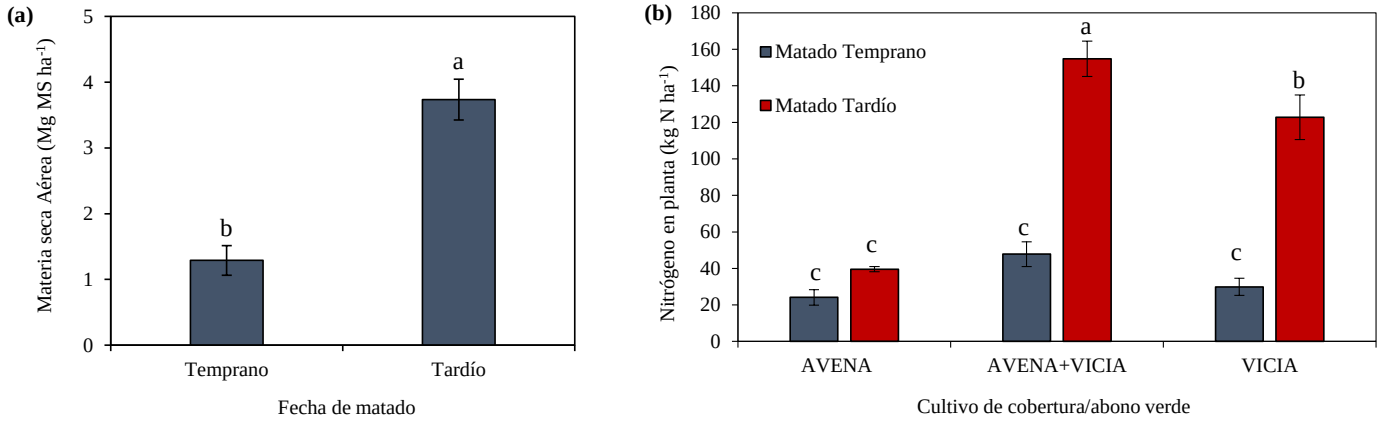


Figura 2: (a) Materia seca aérea de los cultivos de cobertura/abono verde en dos fechas de matado (Temprano y Tardío). Letras iguales acompañando cada barra indican ausencia de diferencia significativa (p>0,05). (b) Nitrógeno de la biomasa área de los cultivos de cobertura/abono verde en dos fechas de matado. Letras iguales acompañando cada barra indican ausencia de diferencias significativas (p>0,05). Las líneas verticales en cada barra indican error estándar de la media.

Hubo interacción significativa (p<0,05) entre CC/AV y LxM sobre el contenido de N en biomasa aérea de los CC/AV (Figura 2b). El mayor contenido de N en Av+Vi respecto a Vi en el matado tardío, se debe a una mayor biomasa acumulada por este CC/AV, ya que los contenidos de N fueron similares en ambos CC/AV (Tabla 1). No obstante, en el matado temprano no se registraron diferencias significativas entre CC/AV en la cantidad de N acumulado en planta (Figura 2b). En el caso de Av, tanto en el matado temprano como en el tardío, los valores de N acumulado (Figura 2b), no fueron diferentes (p>0,05) entre fechas de matado, a pesar de que hubo una tendencia a mayor acumulación de N en el matado tardío (2,23 Mg MS ha^{-1} más que en el matado temprano). Sin embargo, hubo un efecto de dilución de N en la biomasa del CC/AV (Tabla 1). A pesar de que la acumulación de MS de Av entre el matado temprano y el tardío fue mayor que 2 Mg MS ha^{-1}, el contenido de N disminuyó 0,5%, obteniéndose contenidos finales de N similares. Por otro lado, la acumulación en la Vi en el último mes de crecimiento (2,87 Mg MS ha^{-1}) fue similar a la de Av, pero con una concentración de N mucho más elevada (Tabla 1), produciendo diferencias significativas respecto al matado temprano. A diferencia de las gramíneas, las leguminosas continúan absorbiendo N durante todo su desarrollo a través de la fijación biológica de N (Azcón-Bieto & Talón, 2000). Esto llevaría a un incremento en el contenido de N en la MS para el matado tardío, en el cual se registraron diferencias significativas con Av. Los valores obtenidos en N en biomasa aérea para Av se encuentran en el rango de los informados por Corral (2015) en el SEB (12,9 kg N ha^{-1} y 40,8 kg N ha^{-1} para matados temprano y tardío, respectivamente).

Tabla 1: Porcentaje de nitrógeno (%N) (Diez, 2017) y relación carbono/nitrógeno (C/N) en la materia seca aérea de distintos cultivos de cobertura/abono verde (CC/AV) en dos fechas de matado.

Fecha de matado	CC/AV	%N	C/N
Temprano	Avena	1,56±0,07	27,4
	Avena+Vicia	2,94±0,17	14,6
	Vicia	4,25±0,29	10,1
Tardío	Avena	1,05±0,01	41,0
	Avena+Vicia	3,25±0,02	13,2
	Vicia	3,32±0,05	12,9

La relación C/N estimada para los distintos CC/AV fue mayor en Av, seguido por Av+Vi y menor en Vi para ambas fechas de matado (Tabla 1). Los valores obtenidos para Vi coinciden aproximadamente con los reportados por

Clark *et al.* (1997) (C/N=10). El atraso en el matado no generó aumentos de importancia en la relación C/N en dicho CC/AV. Corral (2015) informó que en el mismo suelo y con fechas de matado similares, la relación C/N para Av y Av+Vi aumentó 20 y 13 unidades, respectivamente, al atrasar la fecha de matado. La relación C/N en Av calculada a partir de los contenidos de N considerados (Diez, 2017.) aumentó 13,6 unidades al atrasar el matado (Tabla 1). No obstante, para la consociación Av+Vi, la relación C/N disminuyó. Esto puede ser debido a que en el ensayo a partir del cual se tomaron los contenidos de N, la proporción de Vi en la mezcla aumentó un 30% entre el matado temprano y el tardío (Diez, 2017.). La mayor proporción de Vi en la consociación, con un elevado contenido de N, produjo que la relación C/N tendiera a ser similar a la de la leguminosa. Contrariamente, en el ensayo de Corral (2015), la proporción de Vi en la mezcla, en el matado tardío, fue de sólo 12%, obteniéndose mayores relaciones C/N en la consociación. Para la Av, la relación C/N obtenida superó la relación 25:1, por lo que la incorporación de sus residuos al suelo podría provocar una inmovilización del N mineral (Echeverría & Sainz Rozas, 2015) disminuyendo la disponibilidad de N para el cultivo posterior.

A la siembra del maíz, no se detectó interacción significativa ($p>0,05$) entre los factores CC/AV y LxM sobre la acumulación de agua en el suelo en ninguna de las profundidades analizadas (0-20 y 20-60 cm). El retraso en la fecha de matado de los CC/AV no afectó de manera significativa ($p>0,05$) la disponibilidad de agua en los primeros 60 cm del perfil a la siembra del maíz, siendo la misma 222,76±6,62 mm y 215,42±3,86 mm para matados temprano y tardío respectivamente. Las precipitaciones ocurridas entre el matado tardío y la siembra (65,8 mm) habrían permitido reponer el agua consumida por los CC/AV. Los resultados obtenidos de disponibilidad de agua a la siembra coinciden con los obtenidos por otros autores para el SEB (Diez, 2012; Corral, 2015). Considerando que el contenido hídrico a capacidad de campo del suelo bajo estudio es de 192 mm y el PMP es de 96 mm, el contenido de agua a la siembra del maíz superó el 50% de AU (141 mm) en todos los tratamientos, con un promedio de 219 mm de agua total en los primeros 60 cm. Consecuentemente, el consumo hídrico del cultivo de maíz no habría sido limitado por el agua almacenada al momento de la siembra (Andrade & Sadras, 2000). Para regiones húmedas, las precipitaciones primaverales en la mayoría de los años podrían reponer el agua consumida por los CC/AV (Caviglia & Andrade, 2010) sin afectar la disponibilidad inicial para el cultivo de maíz.

CONCLUSIONES

Para las condiciones en que se desarrolló la experiencia, no se reunieron evidencias suficientes para rechazar la hipótesis planteada. La utilización de Av, Vi y Av+Vi como CC/AV no produjo modificaciones en la disponibilidad de agua que puedan asociarse con disminuciones en el rendimiento del cultivo de maíz. Los CC/AV pueden ser considerados como una práctica agronómica que ayuda a la intensificación de los sistemas agrícolas, aumentando la eficiencia en el uso de los recursos disponibles, pudiendo favorecer a la sustentabilidad del sistema de producción a través de las distintas ventajas que los mismos presentan.

AGRADECIMIENTOS

La información presentada en este trabajo son resultados parciales de la Tesis de Grado de la Carrera de Ingeniería Agronómica, Facultad de Ciencias Agrarias, UNMdP, de la primera autora. Este trabajo se realizó con la financiación de la Universidad Nacional de Mar del Plata (proyectos AGR402/12), del FONCyT (PICT 2012-192) y de INTA PNCYO 1127032.

BIBLIOGRAFÍA

- Andrade, FH & VO Sadras. 2000. Efectos de la sequía sobre el crecimiento y rendimiento de los cultivos. En: Andrade, FH & VO Sadras (eds.) Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja. Pp. 175-203. E.E.A. Balcarce INTA – FCA, UNMdP. Balcarce, Buenos Aires, Argentina.
- Azcon-Bieto, J & M Talón. 2000. Fundamentos de fisiología vegetal. McGraw Hill–Interamericana, Madrid, España. 522 p.
- Brennan, EB & NS Boyd. 2012. Winter cover crop seeding rate and variety effects during eight years of organic vegetables: I. Cover crop biomass production. Soil Sci. Soc. Am. J. 104:684-698.
- Cárcova, J & ME Otegui. 1997. Disponibilidad hídrica para el cultivo de maíz a lo largo del ciclo en Argiudoles típicos de Pergamino y Balcarce. Actas VI Congreso Nacional de Maíz. Pergamino, Buenos Aires, Argentina, julio 1997. Tomo III:180-185.

- Caviglia, OP & FH Andrade. 2010. Sustainable intensification of agriculture in the Argentinean Pampas: capture and use efficiency of environmental resources. Am. J. Plant Sci. Biotech. 3(Sp. Issue 1):1-8.
- Caviglia, OP, FH Andrade & VO Sadras. 2004. Intensification of agriculture in the south-eastern Pampas: I. Capture and efficiency in the use of water and radiation in double-cropped wheat-soybean. Field Crops Res. 87(3):117-129.
- Clark, EJ; AM Decker; JJ Meisinger & MS McHintosh. 1997. Kill date of vetch, rye, and a vetch-rye mixture: I. Cover crop and corn nitrogen. Agron. J. 89:427-434.
- Corral, RA. 2015. Uso de cultivos de cobertura/abonos verdes para la producción sustentable de maíz (*Zea mays* L.). Tesis de Grado. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Balcarce, Buenos Aires, Argentina. 35 p.
- Diez, SN. 2012. Uso de una leguminosa como alternativa de provisión de nitrógeno para mejorar la productividad del cultivo de maíz (*Zea mays* L). Tesis de Grado. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Balcarce, Buenos Aires, Argentina. 47 p.
- Diez, SN. 2017. Cultivos Puente: Efecto sobre la disponibilidad de agua y nitrógeno para un cultivo de maíz (*Zea mays* L). Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Balcarce, Buenos Aires, Argentina. 67 p.
- Echeverría, HE & H Sainz Rosas. 2015. Nitrógeno. En: Echeverria, H.E.; Garcia, F.O. (eds.) Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos. 2ª ed. Pp. 189-228. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina.
- INTA. 1979. Carta de Suelos de la República Argentina. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, Buenos Aires, Argentina. 76 p.
- Lardone, A; C Scianca; M Barraco; W Miranda; C Alvarez; A Quiroga & F Barbinec. 2014. Momentos de secado de especies de cultivos de cobertura. Actas XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina, mayo 2014. En CD.
- Martínez, JP; PA Barbieri; HR Sainz Rosas & HE Echeverría. 2013. Inclusion of cover crops in cropping sequences with soybean predominance in the southeast of the Humid Argentine Pampa. The Open Agric. J. 7:3-10.
- Restovich, SB; AE Andriulo & SI Portela. 2012. Introduction of cover crops in a maize–soybean rotation of the Humid Pampas: Effect on nitrogen and water dynamics. Field Crops Res. 128:62-70.
- Ruffo, ML & AT Parsons. 2004. Cultivos de cobertura en sistemas agrícolas. Informaciones Agronómicas 21:13-15.
- Sainju, MP; WF Whitehead & BP Singh. 2005. Biculture legume-cereal cover crops for enhanced biomass yield and carbon and nitrogen. Agron. J. 97:1403-1412.
- Sánchez, SR; GA Studdert & HE Echeverría. 1996. Descomposición de residuos de cosecha en un Argiudol Típico. Ciencia del Suelo 14:63-68.
- SAS Institute. 2004. SAS Online Doc, Versión 9. SAS Institute Inc., Cary, Nort Carolina, EEUU. www.sas.com Consultado 1 de marzo de 2005.
- Soil Survey Staff. 2014. Keys to soil taxonomy. USDA, Natural Resources Conservation Service. Washington, DC, USA. 372 p.
- Teasdale, JR; SB Mirsky; JT Spargo; MA Cavigelli & JE Maul. 2012. Reduced-Tillage Organic Corn Production in a Hairy Vetch Cover Crop. Agron. J. 104:621-628.
- Vanzolini, J; J Galantini & R Agamenoni. 2012. Cultivos de cobertura de *Vicia villosa* Roth. en el valle bonaerense del Río Colorado. En: Alvarez, C; A Quiroga; D Santos & M Bodrero (eds). Contribución de los cultivos de cobertura a la sostenibilidad de los sistemas de producción. Pp. 21-28. Ediciones INTA. La Pampa. Argentina.
- Villamil, MB; FE Miguez & GA Bollero. 2008. Multivariate analysis and visualization of soil quality data for no-till systems. J. Environ. Qual. 37:2063-2069.
- Vyn, TJ; KJ Janovicek; MH Miller & EG Beuchamp. 1999. Soil nitrate accumulation and corn response to preceding small-grain fertilization and cover crops. Agron. J. 91:17-24.

C4P36. CULTIVOS DE COBERTURA Y ABONOS VERDES. II: EFECTOS EN LA DISPONIBILIDAD DE NITRÓGENO Y SOBRE EL RENDIMIENTO DE MAÍZ

Crespo, Cecilia [1]*; Dominguez, Germán F.[2]; Studdert, Guillermo A.[2] y Diez, Santiago N.[2]

[1] Becario de la Comisión de Investigaciones Científicas Provincia de Buenos Aires; [2] Unidad Integrada Balcarce (Fac. Ciencias Agrarias-UNMdP - EEA INTA Balcarce), * autor de contacto: crespo.cecilia@inta.gob.ar

RESUMEN

Los cultivos de cobertura (CC) son sembrados entre dos cultivos de cosecha y no son incorporados al suelo. En cambio, los abonos verdes (AV) se incorporan al suelo previo a la siembra del cultivo. Con el uso de CC/AV se podría mejorar la eficiencia de uso del nitrógeno (N), aportar carbono al suelo y controlar la erosión. Se hipotetiza que los CC/AV con leguminosas incrementarán la disponibilidad de N de nitrato ($N\text{-}NO_3^-$) en el suelo y, reducirán las necesidades de fertilización nitrogenada para el cultivo de maíz (*Zea mays* L.). El objetivo de este trabajo fue evaluar la utilización de vicia (*Vicia villosa* Roth.), avena (*Avena sativa* L.) y de la consociación de éstas como CC/AV sobre la disponibilidad de N para el cultivo de maíz en secano y sobre su nutrición nitrogenada y rendimiento en grano, bajo distintos sistemas de labranza, dosis de N y fechas de matado. Se realizaron las siguientes determinaciones: 1) En el suelo: a) contenido de $N\text{-}NO_3^-$ a la siembra y V6 del maíz; 2) En el maíz: a) índice de verdor (IV) en V6, V9, R1 y R5, b) acumulación de N en planta y c) rendimiento en grano. Hubo efecto significativo de los CC/AV sobre la disponibilidad de $N\text{-}NO_3^-$ en V6 del maíz. En V6, los tratamientos con vicia presentaron mayores contenidos de $N\text{-}NO_3^-$ que los otros CC/AV y el testigo. No obstante, en todos los tratamientos los valores de $N\text{-}NO_3^-$ fueron muy bajos, por lo cual habría una alta probabilidad de respuesta al agregado de N. Hubo interacción entre CC/AV y fertilización nitrogenada en IV, N en biomasa aérea y rendimiento del maíz. El N aportado por los CC/AV con leguminosas puras, redujo las necesidades de fertilización nitrogenada independientemente del sistema de labranza y la fecha de matado utilizados.

Palabras claves: relación carbono/nitrógeno, vicia, avena.

INTRODUCCIÓN

El maíz es un componente clave en las rotaciones agrícolas por el importante aporte de carbono (C) que realiza a través de sus residuos (Studdert & Echeverría, 2000), pero, por otro lado, presenta una alta demanda de nitrógeno (N) (Echeverría & Sainz Rosas9, 2015) y agua (Della Maggiora *et al*., 2000) para su crecimiento. Por lo tanto, el uso de fertilizantes nitrogenados es una práctica ampliamente utilizada para cubrir los requerimientos, aumentar la eficiencia en el uso de otros recursos y obtener mayores rendimientos. Resulta esencial el uso de otras alternativas que aporten N, para evitar la dependencia generada hacia los productos químicos.

Los cultivos de cobertura (CC) son una herramienta agronómica ideal porque cumplen el doble rol de aportar C, e incrementar el potencial de rendimiento del maíz (*Zea mays* L.) (Ruffo & Parsons, 2004). A diferencia de los abonos verdes (AV), los CC no son incorporados al suelo. Los CC/AV son sembrados entre dos cultivos de cosecha y no son pastoreados ni cosechados. La inclusión de CC/AV en rotaciones agrícolas presenta numerosas ventajas. Entre ellas, pueden proveer beneficios ambientales que los hace adecuados para aumentar la eficiencia de uso del agua y del N en un sistema de cultivo de maíz (Miguez & Bollero, 2005).

El uso de leguminosas como CC/AV puede incrementar el contenido de N en el sistema suelo como consecuencia de la fijación biológica, permitiendo que este nutriente sea aprovechado por un cultivo de cosecha posterior. A su vez, con la inclusión de gramíneas como CC/AV, y su combinación con leguminosas, las pérdidas de N por lavado podrían verse disminuidas. La relación C/N de las especies utilizadas como CC/AV juega un rol importante en la degradación de los residuos. Debido a su menor relación C/N, la velocidad de degradación de los residuos de las leguminosas, es mayor que la de los de las gramíneas. Vyn *et al.* (1999) encontraron que la disponibilidad de N para maíz fue mayor con el uso de leguminosas, y que gramíneas como avena (Av, *Avena sativa* L.) y centeno (*Secale cereale* L.), no mejoraron la disponibilidad de N para el cultivo de maíz en comparación con las parcelas testigo.

El sistema de labranza elegido puede incidir en la velocidad de descomposición de los residuos. Las labranzas incorporan los residuos de los CC, lo cual favorece una rápida disponibilidad de N para el cultivo posterior. Debido a la menor remoción de suelo y a temperaturas menores, las tasas de mineralización son menores bajo siembra directa (SD) que bajo labranza convencional (LC) (Fox & Bandel, 1986).

Los CC/AV pueden ser considerados como una práctica agronómica que ayuda a la intensificación de los sistemas agrícolas, aumentando la eficiencia en el uso de los recursos disponibles. Con ello es posible contribuir a la sustentabilidad del sistema de producción considerando las ventajas que los CC/AV aportan a los mismos. Se hipotetiza que el N aportado por los CC/AV con leguminosas, reducirá las necesidades de fertilización nitrogenada para el cultivo de maíz independientemente de la fecha de matado y del sistema de labranza. El objetivo de este trabajo fue evaluar la disponibilidad de N de nitrato ($N\text{-}NO_3^-$) para el cultivo de maíz, y el comportamiento y rendimiento en grano del mismo utilizando distintos CC/AV (avena, vicia (Vi, *Vicia villosa* Roth.) y su consociación (Av+Vi)) con distintas fechas de matado, sistemas de labranza (SD y LC) y fertilización nitrogenada.

MATERIALES Y MÉTODOS

La experiencia se llevó a cabo en la Unidad Integrada Balcarce (UIB), (37º 45’ 13’’ S, 58º 17’ 53’’ W; 136 m sobre el nivel del mar), Balcarce, Provincia de Buenos Aires, Argentina en el periodo comprendido entre abril de 2014 y junio de 2015. Se trabajó sobre un Argiudol Típico (fino, mixto, térmico) (Soil Survey Staff, 2014) (Serie Mar del Plata, INTA, 1979) de textura franca para el horizonte A y textura franco arcillosa para el horizonte B, y con una pendiente menor que 2 % (sin ocurrencia de erosión) con tosca variable entre 90 y 130 cm de profundidad.

El diseño experimental del ensayo fue en bloques completos aleatorizados con un arreglo de tratamientos en parcelas sub-divididas con tres repeticiones, siendo la secuencia de cultivos trigo (*Triticum aestivum* L.)/tratamientos CC/AV/maíz. A las parcelas principales se les asignó el factor “CC/AV” con cuatro niveles: 1) Av, 2) Vi, 3) Av+Vi y 4) Testigo (sin CC/AV). A las sub-parcelas se les asignó el factor “sistema de labranza y fecha de matado” (LxM) con cuatro niveles: 1) LC con fecha temprana (CTe), 2) LC con fecha tardía (CTa), 3) SD con fecha temprana (DTe) y 4) SD con fecha tardía (DTa). A las sub-sub-parcelas se les asignó el factor “fertilización nitrogenada del maíz” con dos niveles: 1) Sin fertilizante y 2) Con fertilizante (120 kg N ha^{-1}).

Los CC/AV se sembraron el 22 de abril de 2014 bajo SD, con una densidad de 90 kg ha^{-1} y 35 kg ha^{-1} para Av y Vi, respectivamente, y 50 y 35 kg ha^{-1}, respectivamente, para la mezcla Av+Vi. En las unidades experimentales destinadas a CTe, el 26 de septiembre se realizaron dos pasadas con rastra de discos doble acción con enganche de tres puntos. En las unidades experimentales DTe se aplicaron 2 L ha^{-1} de glifosato (formulado al 48 %) + 0,1 L ha^{-1} de dicamba (formulado al 48%) + coadyuvante y aceite vegetal en las cantidades recomendadas. El 30 de octubre se aplicaron 2 L ha^{-1} de glifosato (formulado al 48 %) + 0,1 L ha^{-1} de dicamba (formulado al 48%) + coadyuvante y aceite vegetal en las unidades experimentales destinadas DTa. En aquéllas bajo CTa, el 31 de octubre se hizo una pasada la con rastra de discos doble acción con enganche de tres puntos. Además, a las sub-parcelas a las que se les había pasado la rastra de discos temprano (CTe), se les realizó una pasada adicional. El 13 de noviembre se realizó una segunda pasada con rastra de discos doble acción con enganche de tres puntos a aquellas unidades experimentales destinadas a CTa.

El maíz fue sembrado el 14 de noviembre, con una distancia entre surcos de 70 cm y una densidad de 84000 semillas ha^{-1}. Se utilizó el híbrido Dekalb 7210 RR (resistente a glifosato). El 16 de diciembre, al estadio de seis hojas desplegadas (V6) (Ritchie & Hanway, 1982) de cultivo de maíz, se aplicaron 120 kg N ha^{-1} en forma de urea (46-0-0) a las sub-sub-parcelas con tratamiento de fertilización nitrogenada. El maíz fue cosechado el 2 de junio de 2015.

Se realizaron las siguientes determinaciones: 1) en el suelo: contenido de $N\text{-}NO_3^-$ por colorimetría con el método del ácido fenoldisulfónico (Keeney & Nelson, 1982) a la siembra (0-20 y 20-60 cm) y en V6 (0-30 cm); 2) en maíz: índice de verdor (IV) en los estadíos V6, V9, R1 y R5 (Ritchie & Hanway, 1982) con un clorofilómetro Minolta SPAD-502 (Minolta Camera Co. Ltd., Japón), acumulación de N en biomasa aérea según el método Kjeldahl (Bremner y Mulvaney, 1982) y rendimiento en grano. Los resultados respecto a los la acumulación de materia seca y N de los CC/AV y de agua en el suelo a la siembra del maíz se presentan en Crespo *et al*. (2018). Los resultados obtenidos fueron analizados mediante análisis de varianza con el procedimiento MIXED del programa estadístico Statistical Analysis System (SAS Institute, 2004).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A la siembra del maíz las interacciones entre los factores CC/AV y LxM sobre el contenido de $N\text{-}NO_3^-$ en el suelo fueron no significativas ($p>0,05$) para las capas 0-20 cm y 20-60 cm. No se detectó un efecto significativo ($p>0,05$) de los CC/AV pero, sin embargo, los tratamientos con Vi mostraron una tendencia ($p>0,05$) a mayores contenidos de $N\text{-}NO_3^-$ que el testigo, Av+Vi y Av (16,0±1,1 kg N ha^{-1}, 12,9±0,7 kg N ha^{-1}, 12,7±0,8 kg N ha^{-1} y 10,1±0,5 kg N ha^{-1}, respectivamente). Se esperaba encontrar mayores contenidos de $N\text{-}NO_3^-$ en los tratamientos que se mataron temprano,

asociados a un mayor tiempo desde la incorporación del residuo a la siembra. La ausencia de efecto del momento de matado podría deberse, por un lado, a una menor acumulación de MS. Por otro lado, dado que llovieron 156 mm entre la fecha de matado temprano y la siembra del maíz, y el suelo se encontraba a capacidad de campo (Crespo *et al*., 2018), podría suponerse que hubiera ocurrido movimiento de $N\text{-}NO_3^-$ hacia capas más profundas del suelo.

En el estadio V6 del maíz se detectó un efecto significativo ($p<0,05$) de los CC/AV sobre el contenido de $N\text{-}NO_3^-$ en el suelo (Figura 1). La diferencia significativa ($p<0,05$) entre Vi y los otros dos CC/AV se podría atribuir a una mayor liberación de N asociada con la mayor velocidad de descomposición de sus residuos debido a su baja relación C/N (Crespo *et al*., 2018). Los nutrientes contenidos en los residuos de las leguminosas pueden ser rápidamente liberados a partir de su descomposición y posterior mineralización de los compuestos derivados (Griffin *et al*., 2000). La combinación de gramíneas y leguminosas produce residuos de relación C/N intermedia, cuyo valor estaría asociado a de la proporción de leguminosa que haya en la mezcla. Esto resultaría en efectos intermedios en la disponibilidad de N, en comparación con el uso de una sola especie (Clark *et al*., 1997; Restovich *et al*., 2012). Sin embargo, en este trabajo, a pesar de que hubo una tendencia a mayores contenidos de $N\text{-}NO_3^-$ en V6 en maíz sobre Av+Vi, la diferencia no llegó a ser significativa ($p>0,05$) respecto a Av. Si bien se detectó un efecto de los CC/AV sobre el contenido de $N\text{-}NO_3^-$, las diferencias fueron de baja magnitud. Las precipitaciones ocurridas en este período, habrían producido un movimiento de $N\text{-}NO_3^-$ hacia capas inferiores. De este modo, con el muestreo sólo en los primeros 30 cm del suelo, podría no haberse captado toda la entrega o inmovilización de N por los CC/AV.

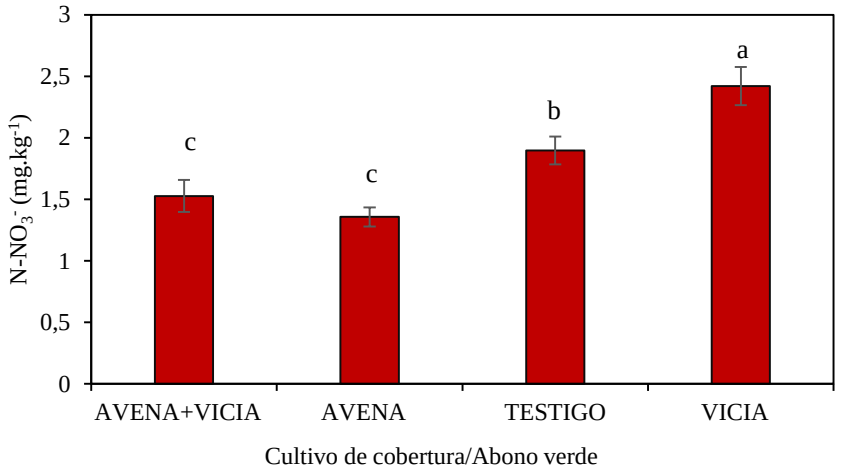


Figura 1. Contenido de nitrógeno de nitrato ($N\text{-}NO_3^-$) en suelo en el estadio V6 (Ritchie & Hanway, 1982) del cultivo de maíz sobre cuatro cultivos de cobertura/abono verde, en los primeros 30 cm de profundidad. Letras iguales acompañando cada barra indican que las diferencias no son significativas. Las líneas verticales en cada barra indican error estándar de la media.

En el estadio V6 no se detectó ninguna interacción ni efecto significativo ($p>0,05$) de los factores CC/AV, LxM y fertilización nitrogenada sobre el IV medido. Se registró un IV promedio de 41,8±0,8 unidades SPAD. En el estadio V9 (Figura 2a) hubo interacción significativa ($p<0,05$) entre CC/AV y fertilización nitrogenada. Se observó una tendencia a mayores IV en las parcelas fertilizadas para los CC/AV que no contenían Vi. Sin embargo, para las parcelas fertilizadas con CC/AV que contenían Vi, la tendencia fue contraria. En los tratamientos de maíz que provenían de Av sin N, se registraron las menores lecturas de SPAD siendo las mismas significativamente distintas ($p<0,05$) que las de Av y con N, lo que manifiesta una respuesta a la fertilización desde este estadio. En R1 (Figura 2b), hubo interacción significativa ($p<0,05$) en el IV entre CC/AV y fertilización nitrogenada. En todos los tratamientos se registraron tendencias a mayores lecturas de IV para las parcelas con N. Sin embargo, en los que provenían de Vi y Av+Vi, dicha diferencia no fue significativa ($p>0,05$). A diferencia de lo que se observó en V9 (Figura 2a), en los tratamientos de Av+Vi sin fertilizar se observó un IV significativamente ($p>0,05$) menor que el testigo no fertilizado. Esto último podría estar confirmando el efecto de la inmovilización de N provocada por el residuo de Av. En los tratamientos con Vi sin fertilizar las lecturas fueron similares a las de las unidades fertilizadas ($p>0,05$). Los residuos de dicho CC/AV podrían haber liberado N al sistema a través de procesos de mineralización disminuyendo así la respuesta al fertilizante. En R5 (Figura 2c) también se detectó una interacción significativa ($p<0,05$) entre CC/AV y fertilización nitrogenada. La tendencia a un mayor índice de verdor en los tratamientos con N observada en R1 se incrementó, siendo no significativa la diferencia ($p>0,05$) sólo en

maíz proveniente de Vi pura. Debido a su baja relación C/N, se podría inferir que la mineralización de N a partir de los residuos de Vi contribuyó al mejoramiento del estado nitrogenado de la planta de maíz. Así, los tratamientos con y sin N habrían tenido un estado nitrogenado similar, por lo que no se esperaría que luego de Vi la respuesta del maíz al fertilizante alcanzara una magnitud de importancia.

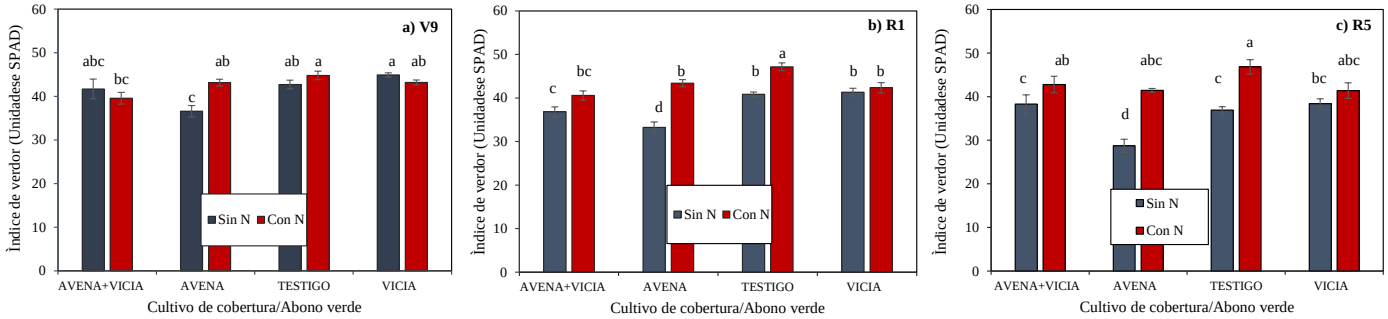


Figura 2. Valores de índice de verdor para maíz luego de los distintos cultivos de cobertura/abono verde en tres estadios: V9, R1 y R5 (Ritchie & Hanway, 1982), sin N (0 kg N ha^{-1}) y con N (120 kg N ha^{-1}) aplicados como urea en V6 (Ritchie & Hanway, 1982). Letras iguales acompañando cada barra indican que las diferencias no son significativas. Las líneas verticales en cada barra indican error estándar de la media.

En N en planta de maíz se determinó una interacción entre CC/AV y fertilización nitrogenada (Figura 3). A excepción de aquéllos sobre Vi, en todos los tratamientos se observó una acumulación de N significativamente mayor ($p<0,05$) en las unidades experimentales con N respecto a las sin N. El aporte de N por parte de la Vi al maíz sin N fue suficiente para alcanzar una acumulación de N similar ($p>0,05$) a la de todos los tratamientos con N. Esto coincide con lo planteado por Clark *et al.* (1997), quienes determinaron que el uso de Vi como CC/AV tiene la principal ventaja de aportar N al sistema y al cultivo posterior. En Av, tanto los tratamientos con N como los no fertilizados, se encontraron por debajo ($p<0,05$) del máximo (cultivos fertilizados). Esto podría atribuirse a un efecto de inmovilización por parte del residuo de este CC/AV. La absorción de N por el cultivo de maíz en este trabajo, podría haber estado limitada por falta de agua en el suelo, ya que las precipitaciones durante el ciclo del cultivo fueron escasas, especialmente en el período crítico (Crespo *et al.*, 2018).

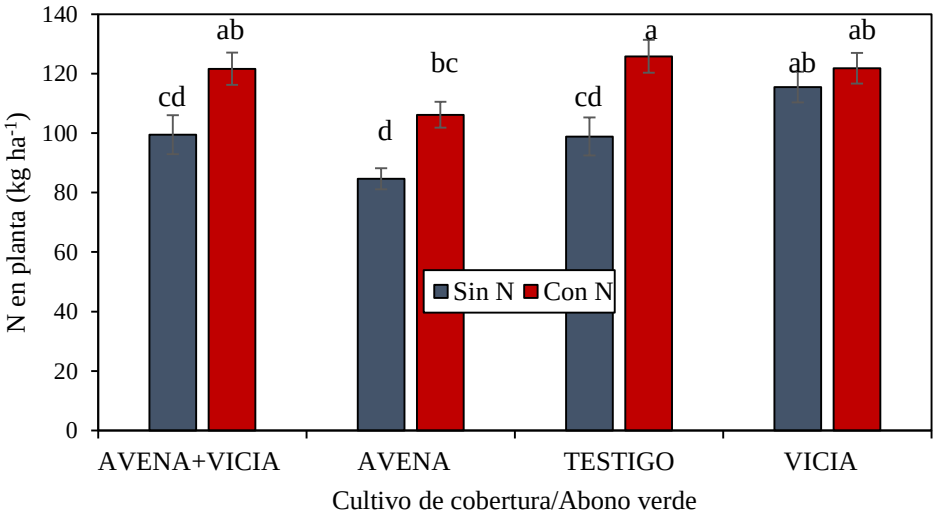


Figura 3. Acumulación de N en biomasa aérea total sin N (0 kg N ha^{-1}) y con N (120 kg N ha^{-1}) aplicados como urea en V6 (Ritchie & Hanway, 1982) para los distintos cultivos de cobertura /abonos verdes. Letras iguales acompañando cada barra indican que las diferencias no son significativas. Las líneas verticales en cada barra indican error estándar de la media.

Los rendimientos obtenidos se encuentran dentro del rango esperable para esta zona con fechas de siembra intermedias a tardías, realizando el cultivo de maíz en secano (Andrade & Sadras, 2002) (Figura 4). En este ensayo, la baja disponibilidad hídrica en el período crítico del maíz (Crespo *et al*., 2018) fue la principal limitante del rendimiento.

Se observó una interacción significativa ($p<0,05$) entre los CC/AV y la fertilización nitrogenada en rendimiento en grano de maíz (Figura 4). A excepción de los tratamientos con Vi pura, el rendimiento fue significativamente mayor en los tratamientos fertilizados con N que en aquéllos sin N. El rendimiento en grano de maíz siguió la misma tendencia observada en N en planta (Figura 3) y en IV en floración (Figura 2b). Los tratamientos provenientes de Vi fueron los únicos en los que la fertilización no provocó aumentos significativos ($p>0,05$) en el rendimiento en grano. El N proveniente de la mineralización a partir de los residuos de Vi disminuyó la respuesta al fertilizante nitrogenado. El rendimiento de maíz proveniente de Av sin fertilizante resultó el menor de todas las combinaciones de tratamientos, siendo significativamente menor que el del maíz proveniente de Vi sin fertilizar, y a todos los tratamientos con N. Este menor rendimiento con Av puede atribuirse a un efecto de inmovilización de N por parte del rastrojo del CC/AV. Dicho efecto comenzó a manifestarse en las mediciones de IV en floración (Figura 2b y c) y a su vez coincide con lo determinado en N en planta (Figura 3). Los tratamientos sobre Av tuvieron menos N disponible respecto al testigo y al maíz sobre Vi, tal como se observó en las variables asociadas al estado nitrogenado del cultivo. Vyn *et al.* (2000) informaron menores rendimientos en maíz luego de Av y centeno respecto al testigo, posiblemente como consecuencia de una menor disponibilidad de N para el cultivo por la presencia de dichos CC/AV. En los tratamientos que provenían de Av+Vi, también se detectó una respuesta a la fertilización, aunque menor a la de Av (0,28 y 0,88 Mg ha^{-1} respectivamente). Es probable que el residuo de dicho CC/AV haya generado una inmovilización de N debido a su mayor relación C/N (Crespo *et al*., 2018), y una menor disponibilidad del mismo para el maíz, con lo cual se produjo una respuesta a la fertilización.

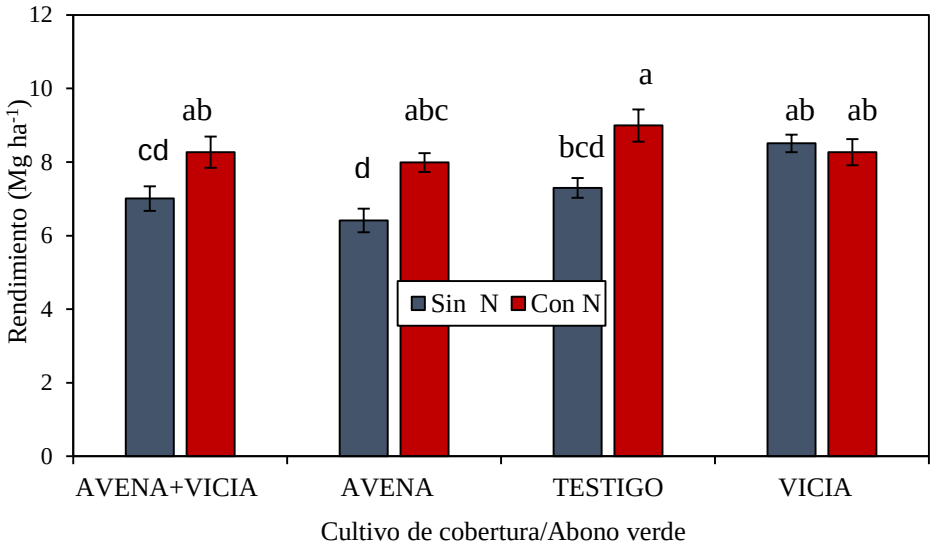


Figura 4. Rendimiento en grano de maíz luego de distintos cultivos de cobertura/abono verde, sin N (0 kg N ha^{-1}) y con N (120 kg N ha^{-1}) aplicados como urea en V6 (Ritchie & Hanway, 1982). Letras iguales acompañando cada barra indican que las diferencias no son significativas. Las líneas verticales en cada barra indican error estándar de la media.

CONCLUSIONES

Para las condiciones en que se desarrolló la experiencia, las evidencias reunidas respecto a la disponibilidad de N para el cultivo de maíz no fueron suficientes para rechazar la hipótesis planteada. La incorporación de Vi pura aumentó la disponibilidad de N para el cultivo, y los rendimientos obtenidos con dicho CC/AV y sin N, fueron acordes con a los rendimientos esperados para maíz en secano en el SEB con las características de la campaña de trabajo, disminuyendo la respuesta a la fertilización con N.

Los CC/AV pueden ser considerados como una práctica agronómica que ayuda a la intensificación de los sistemas agrícolas, aumentando la eficiencia en el uso de los recursos disponibles, pudiendo favorecer a la sustentabilidad del sistema de producción a través de las distintas ventajas que los mismos presentan.

AGRADECIMIENTOS

La información presentada en este trabajo son resultados parciales de la Tesis de Grado de la Carrera de Ingeniería Agronómica, Facultad de Ciencias Agrarias, UNMdP, del primer autor. Este trabajo se realizó con la financiación de la Universidad Nacional de Mar del Plata (proyecto AGR402/12), del FONCyT (PICT 2012-192) y de INTA PNCYO 1127032.

BIBLIOGRAFÍA

- Andrade, FH & VO Sadras. 2000. Efectos de la sequía sobre el crecimiento y rendimiento de los cultivos. En: Andrade, FH & VOSadras, (eds.) Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja. E.E.A. Pp. 175-203. Balcarce INTA – FCA, UNMdP. Balcarce, Buenos Aires, Argentina.
- Bremner, JM & YC Mulvaney. 1982. Nitrogen total. In: Page, A.L. (eds). Methods of soil analysis. Part 2, Chemical and microbiological properties. ASA and SSSA, Madison, Wisconsin, USA. Agron. Monog 9, pp. 595-624.
- Clark, EJ; AM Decker; J. Meisinger & MS McHintosh. 1997. Kill date of vetch, rye, and a vetch-rye mixture: I. Cover crop and corn nitrogen. Agron. J. 89:427-434.
- Crespo, C; GF Domínguez, GA Studdert & SN Diez. 2018. Cultivos de cobertura y abonos verdes en el Sudeste Bonaerense. I: Efectos en la acumulación de agua a la siembra de maíz. Actas XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, S.M. de Tucumán, Tucumán, Argentina, mayo de 2018. En CD.
- Della Maggiora, AI; JM Gardiol & AI Irigoyen. 2000. Requerimientos hídricos. En: Andrade, FH & VO Sadras (eds.) Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja. Pp. 155-171. E.E.A. Balcarce INTA – FCA, UNMdP. Balcarce, Argentina.
- Echeverría, HE. & H Sainz Rosas. 2015. Nitrógeno. En: Echeverria, HE. & FO García (eds.) Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos. 2ª ed. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina. pp. 189-228.
- Fox, RH & VA Bandel. 1986. Nitrogen utilization with no-tillage. In: Sprague, MA & GB Triplett (eds.) No-tillage and surface-tillage agriculture. The tillage revolution. Pp. 117-148. John Wiley and Sons, New York, New York, USA.
- Griffin, T; M Liebman & J Jemson. 2000. Cover crops for sweet corn production in a short-season environment. Agron. J. 92(1):144–151.
- INTA. 1979. Carta de Suelos de la República Argentina. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, Buenos Aires, Argentina. 76 p.
- Keeney, DR & DW Nelson. 1982. Nitrogen inorganic forms. In: Page, A.L. (ed.) Methods of soil analysis. Part 2, Chemical and microbiological properties. ASA and SSSA, Madison, Wisconsin, USA. Agron. Monog 9, pp. 643-698.
- Miguez, FE & GA Bollero. 2005. Review of corn yield response under winter cover cropping systems using meta-analytic methods. Crop Sci. 45:2318–2329.
- Restovich, SB; AE Andriulo & SI Portela. 2012. Introduction of cover crops in a maize–soybean rotation of the Humid Pampas: effect on nitrogen and water dynamics. Field Crops Res. 128:62-70.
- Ritchie, SW & JJ Hanway. 1982. How a corn plant develops. Iowa State University of Science and Technology. Cooperative Extension Service. Ames, Iowa, USA. Special Report 48. 21 p.
- Ruffo, ML & AT Parsons. 2004. Cultivos de cobertura en sistemas agrícolas. Informaciones Agronómicas 21:13-15.
- SAS Institute. 2004. SAS Online Doc, Versión 9. SAS Institute Inc., Cary, Nort Carolina, EEUU. www.sas.com Consultado 1 de marzo de 2005.
- Soil Survey Staff. 2014. Keys to soil taxonomy. USDA, Natural Resources Conservation Service. Washington, DC, USA. 372 p.
- Studdert, GA & H Echeverría. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. Soil Sci. Soc. Am. J. 64:1496-1503.
- Vyn, TJ; KJ Janovicek; MH Miller & EG Beuchamp. 1999. Soil nitrate accumulation and corn response to preceding small-grain fertilization and cover crops. Agron. J. 91:17-24.
- Vyn, TJ; JG Faber; KJ Janovicek & EG Beuchamp. 2000. Cover crop effects on Nitrogen Availability to corn following wheat. Agron. J. 92(1): 924–932.

C4P37. ÍNDICES DE CALIDAD DE SUELOS BAJO DIFERENTES MANEJOS

Dalurzo, Humberto C.[1], Paredes, Federico A. [2 3], Simón, Carlos[1], y Guzowski, Micaela I.[1]

[1] Manejo y Conservación de Suelos, F.C.A.-UNNE; [2]. Edafología, FCA-UNNE; [3]. INTA EEA Corrientes

* Autor de contacto: dalurzo@agr.unne.edu.ar; ; Fac. de Ciencias. Agrarias. Sgto Cabral 2131 (3400), Corrientes, Argentina; +54379 4427589 int 151. Universidad Nacional del Nordeste.

RESUMEN

El objetivo del trabajo fue analizar el efecto de seis años de sistemas de labranzas y rotaciones sobre las variaciones de algunas propiedades del suelo en un Argiudol ácuico de Corrientes que sean posibles indicadores de calidad. En un ensayo con diseño completamente aleatorizado con arreglo factorial, se compararon sistemas de labranzas: convencional (LC), reducida (LR) y siembra directa (SD) y secuencias de cultivos con alternancias de cultivos, donde el sexto año se evaluaron cuatro rotaciones: un cultivo/año (Maiz-Descanso); dos cultivos (Maiz-Descanso-Avena); tres cultivos (Maiz-Caupí-Avena) y una pastura (Paspalum atratum). Se determinó: densidad aparente, resistencia mecánica (RM), infiltración básica (IB), conductividad hidráulica (CH), estabilidad de agregados (EA), materia orgánica (MO), materia orgánica particulada total (MOP), y sus fracciones. Se aplicó análisis factorial identificando las variables de mayor peso y se retuvieron seis factores, explicando el 76% de la variabilidad. En el Factor 1 (F1) las mayores comunalidades (>0,7) y autovectores (>0,6) correspondieron a la MOP (0,989), seguida en el F3por la infiltración (0,9). El F6 presentó a la RM (-0,613) como el mayor autovector. Entre las variables que presentaron elevadas comunalidades figuraron la MOP (0,9) la infiltración (0,81). En el análisis de variancia de los factores halló significación estadística el F1 (P<0,0001), el F3 (P<0,0029) y el F6 (0,0003). El análisis discriminante de factores, señaló que los más eficientes, basados en la magnitud de sus coeficientes discriminantes, fueron los Factores con significación estadística. El análisis discriminante de los atributos del suelo señaló que la RM, MOP e IB presentaron mayor importancia dentro de cada ecuación obtenida, definiéndose entre algunos de los indicadores de calidad de relevancia. Las labranzas y rotaciones influyeron sobre la RM, la MOP, y la IB, caracterizándolos como posibles indicadores de calidad para estimar la evolución del suelo ante diferentes manejos del suelo.

Palabras claves: Manejo de suelos, Análisis Multivariado, sostenibilidad

INTRODUCCIÓN

La degradación de los suelos es una consecuencia de prácticas tradicionales, como el monocultivo y la agricultura intensiva que provocan la pérdida de la materia orgánica, la destrucción de la estructura (Lal, 2010), la formación de sellos superficiales, la compactación subsuperficial que comprometen la posterior productividad del suelo y la sostenibilidad del medio ambiente, aumentando la susceptibilidad a procesos erosivos.

El uso prolongado de sistemas de labranzas (SL) muy agresivos como arados y rastras con alta frecuencia e intensidad de laboreo puede provocar un deterioro de las propiedades del suelo con la disminución de la MO que es proporcional a la agresividad del SL del suelo (Lal, 2014).

La labranza convencional (LC) incide sobre la descomposición de la MO, al exponer el suelo al aire, al sol y el viento, a diferencia de prácticas conservacionistas como la labranza reducida (LR) y la siembra directa (SD) que protegen la superficie del suelo al impacto de las gotas de lluvia y moderan el efecto de los ciclos de mojado y secado, por la protección de los residuos en superficie (Denef *et al*., 2001).

El sistema de SD se implementa en alrededor de un 80% de la superficie de la Argentina, llegando en el año 2015 a unas 33 millones de has, y se considera como un manejo conservacionista por sembrar directamente sin remover el suelo, manteniéndolo con una cobertura permanente de residuos que favorecen la acumulación de MO, especialmente cuando también se aplican rotaciones de cultivos dentro el paquete tecnológico (Derpsch, 2010).

Las propiedades y procesos edáficos que resulten sensibles a los cambios en las funciones del suelo pueden considerarse como indicadores de calidad (Doran & Jones, 1996). Ellos permitirían determinar el estado de degradación o

reconversión de los suelos para lo cual es importante establecer índices de calidad (Zornoza *et al*., 2008) a fin de aseverar la bondad de una práctica de manejo y la promoción de las mismas para asegurar la sostenibilidad de un agroecosistema.

Franzluebbers (2002) citó que el carbono orgánico total (CO) resultó un índice relacionado a los dos primeros espesores del suelo. Generalmente el espesor superficial estuvo más fuertemente influenciado por el manejo, como los SL y los cultivos, que el segundo. En cambio, Rey Montoya *et al*., (2017) hallaron en otras propiedades del suelo como la resistencia mecánica (RM) que mejoró de 7-20 cm de profundidad, bajo SD, donde fue menor respecto a la LC y la LR. Igualmente sucedió con las secuencias de cultivos, donde las rotaciones de cultivos con sistemas de raíces pivotantes como el algodón presentaron menores valores de RM que ante cultivos de maíz.

Con respecto a los atributos de suelo que pudieran ser indicadores de calidad, Bronik & Lal (2005) concluyeron que los residuos de los cultivos mejoraron la estabilidad de los agregados (EA) e Iglesias *et al*., (2017) en un ensayo de LC y SD de larga duración (9 años) en un Arguidol Típico de la provincia de Buenos Aires, encontraron una estrecha relación de los contenidos orgánicos que mostraron el mismo comportamiento que la EA superficiales mayores de 2,8 mm. En cambio, Giubergia *et al*, (2010) comparando LR y SD hallaron dicha relación, pero con agregados de 1-2 mm de un ensayo de 13 años de duración en un Haplustol Entico.

Si bien muchas propiedades del suelo pueden presentar diferencias significativas entre tratamientos permitiéndonos inferir que son posibles indicadores de calidad, al aplicar análisis multivariados podríamos reducir el número de atributos a considerar (Dalurzo, 2002). El análisis factorial multivariado, es una técnica que permite analizar simultáneamente variables correlacionadas y es usado con frecuencia para evaluar la sostenibilidad de sistemas de manejo e identificar indicadores de calidad de suelos (Wander & Bollero, 1999; Bredja *et al*., 2000a, b; Dalurzo, 2002; Shukla *et al*., 2006). Al considerar las variables conjuntamente, este análisis permite definir relaciones que no fueron previstas durante el análisis univariado (James & McCulloch, 1990), y permite agrupar diferentes propiedades del suelo en pocos factores.

El objetivo del trabajo fue analizar el efecto de seis años de sistemas de labranzas y rotaciones sobre las variaciones de algunas propiedades del suelo en un Argiudol Ácuico, de familia arcillosa, mixta, hipertérmica de Corrientes que sean posibles indicadores de calidad.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se realizó en la Estación Experimental Agropecuaria Corrientes del INTA sobre un Argiudol Ácuico de la Serie Treviño. Son moderadamente bien drenados, encharcables por períodos cortos. Presenta un epipedón mólico, de textura franco arenosa, con un argílico (Bt) de textura franco arcillo arenosa, fuertemente estructurado. Poseen fértiles moderada, con valores medios de materia orgánica y bases de cambio y pobres contenidos en fósforo. El diseño fue en parcelas completamente aleatorizadas de 140 m^2 con cuatro repeticiones, donde cada tratamiento correspondió a la combinación de sistemas de labranza y secuencia de cultivos, con arreglo factorial (3x4) como se indica en la Tabla 1.

Los factores fueron: a) Sistemas de labranzas, con tres niveles: labranza convencional (LC), labranza reducida (LR) y siembra directa (SD); y b) secuencia de cultivos, con cuatro niveles: Maíz amarillo (Mz)-Descanso (D); Algodón (A)-Descanso (D); Maíz amarillo (Mz)-Avena negra (Av), Algodón (A)-Avena negra (Av). Estas rotaciones de cultivos se aplicaron por cuatro años. El quinto se sembró *Mucuna pruriens* (Mu) y el sexto se emplearon cuatro alternativas de: un cultivo por año (Mz-D), dos cultivos por año (Mz-D-Av), tres cultivos por año Mz-Caupi (Ca)-Av y el uso de una pastura perenne de Pasto Cambá, *Paspalum atratum* (Pa). Los tratamientos fueron doce, con cuatro repeticiones y totalizaron 48 unidades experimentales.

En el sexto año se determinó: Densidad aparente por el método de cilindros no alterados de 0-7 y de 7-20 cm de profundidad (Pla, 1983); Resistencia mecánica a la penetración con penetrómetro de impacto (Pla, 1983) de: 0-7 cm, 7-20 cm y 20-30 cm. Simultáneamente se determinó humedad gravimétrica en las mismas profundidades; Infiltración de agua por el método de los anillos concéntricos, de 30 cm y de 50 cm de diámetro (Pla, 1983). Se tomaron muestras compuestas de suelos que fueron secadas al aire y tamizadas (2 mm) para la realizar las siguientes determinaciones: Distribución del tamaño de partículas del suelo con el método hidrométrico (Pla, 1983); Estabilidad de agregados por el método de Kemper & Rosenau (1986) en muestras no alteradas sacadas con pala; pH: potenciométricamente en agua destilada (1:2,5); conductividad hidráulica a flujo saturado (CH) por el método de (Montenegro González *et al*., 1990); materia orgánica (MO) por el método de Walkley y Black modificado (Nelson & Sommers, 1996); Materia orgánica particulada total (MOP) de 2-0,05 mm (Cambardella & Elliot, 1999) determinando las fracciones de 2-0,5 mm (MOPa) y de 0,5-0,05

mm (MOPb). Con los datos obtenidos se aplicaron análisis multivariados para interpretar la relación entre las variables de suelo observadas. Se usó el análisis factorial, y análisis discriminante para reducir la complejidad de los datos al construir un subespacio de dimensión reducida (SAS Institute, 2004), identificando los factores y las variables de mayor peso entre las estudiadas. Para los análisis se utilizó el software Statistical Analysis System Versión 9.1. (SAS Institute Inc., 2004).

Tabla 1: Tratamientos evaluados: LC: labranza convencional, LR: labranza reducida, SD: siembra directa, Mz: maíz amarillo, A: algodón, Av: avena negra, D: descanso. Esta secuencia de rotaciones se aplicó durante cuatro años. En el 5° año se sembró Mucuna (Mu); y en el 6° año las secuencias fueron con un cultivo por año: Mz-D; dos cultivos por año: Mz-D-Av; y tres cultivos por año: Mz-Caupi (Ca) – Av y una pastura perenne de Pasto Cambá (Pa).

Factores			N° de cultivos por campaña en el último año de las rotaciones
Sistemas de labranzas	Rotaciones	Tratamientos	
Labranza Convencional	Mz-D-A-D- Mu- Mz - D	LC Mz-D-A-D- Mu- Mz - D	1 cultivo
	Mz-Av-A-Av- Mu- Mz/D-Av	LC Mz-Av-A-Av- Mu- Mz-D-Av	2 cultivos
	A-Av-Mz-Av- Mu- Mz/Ca-Av	LC A-Av-Mz-Av- Mu- Mz-Ca-Av	3 cultivos
	A-D-Mz-D- Mu- Pa	LC A-D-Mz-D- Mu- Pa	Pastura perenne implantada
Labranza Reducida	Mz-D-A-D- Mu- Mz-D	LR Mz-D-A-D- Mu- Mz-D	1 cultivo
	Mz-Av-A-Av- Mu- Mz/D-Av	LR Mz-Av-A-Av- Mu- Mz/D-Av	2 cultivos
	A-Av-Mz-Av- Mu- Mz/Ca-Av	LR A-Av-Mz-Av- Mu- Mz/Ca-Av	3 cultivos
	A-D-Mz-D- Mu- Pa	LR A-D-Mz-D- Mu- Pa	Pastura perenne implantada
Siembra Directa	Mz-D-A-D- Mu- Mz - D	SD Mz-D-A-D- Mu- Mz - D	1 cultivo
	Mz-Av-A-Av- Mu- Mz/D-A	SD Mz-Av-A-Av- Mu- Mz/D-A	2 cultivos
	A-Av-Mz-Av- Mu- Mz/Ca-Av	SD A-Av-Mz-Av- Mu- Mz/Ca-Av	3 cultivos
	A-D-Mz-D- Mu- Pa	SD A-D-Mz-D- Mu- Pa	Pastura perenne implantada

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Con las variables estandarizadas se aplicó un análisis de correlación donde la mayoría de las variables presentaron elevada correlación entre sí (datos no presentados) con $P < 0,05$ (SAS Institute, 2004).

En la Tabla 2 se presentan los datos obtenidos del análisis factorial luego de aplicar una rotación Varimax. En ella puede verse, para cada factor, sus autovalores o valores propios, el porcentaje de variabilidad explicada por cada factor y la variabilidad acumulada.

En base a los autovalores se retuvieron hasta el Factor 6 (F6) con un valor de 1,07. Los seis primeros factores explicaron el 76% de la variabilidad (Tabla 3). Para la construcción de los índices fueron seleccionados los autovalores mayores a 1 a fin de preservar la mayor parte de la variación original (Husson *et al*., 2011).

Tabla 2: Modelo factorial de rotación Varimax (SAS Institute, 2004) con los autovectores de los seis primeros factores.

Variables	Factores						
	F1	F2	F3	F4	F5	F6	Comunalidad
Materia Orgánica (MO)	0,090	-0,221	0,087	0,651	-0,154	0,191	0,549
MOPa de 2-0,5 mm	0,641	-0,155	-0,034	0,065	0,365	0,091	0,581
MOPb de 0,.5-0,05 mm	0,836	0,083	-0,046	-0,020	-0,213	-0,016	0,754
MOP total de 2-0,05 mm	0,989	-0,035	-0,054	0,026	0,075	0,046	0,992
Densidad aparente (Da)	0,072	-0,147	-0,190	-0,272	0,775	0,031	0,738
Resistencia Mecánica (RM)	0,144	0,093	0,404	-0,141	0,099	-0,613	0,599
Infiltración básica (IB)	0,054	0,910	0,195	-0,080	-0,041	0,067	0,881
Infiltración inicial (A)	-0,086	-0,080	0,900	-0,039	0,005	0,038	0,827
Tasa de infiltración (n)	-0,001	0,872	-0,416	-0,046	0,010	0,080	0,942
Conductiv. hidráulica (CH)	0,017	0,198	-0,199	-0,079	0,067	0,831	0,780
Humedad equivalente (HE)	0,048	0,064	-0,139	0,859	0,079	-0,145	0,790
Estabilidad Agregados (EA)	0,148	0,161	0,321	0,220	0,688	-0,058	0,676
Autovalores	2,29	1,88	1,47	1,24	1,16	1,07	
Proporción	0,19	0,16	0,12	0,10	0,10	0,09	
Acumulados	0,19	0,35	0,47	0,57	0,67	0,76	
ANOVA P < F	0,0001	0,164	0,0029	0,612	0,396	0,0003	

Los vectores específicos de los seis factores retenidos del modelo factorial, luego de dicha rotación presentaron magnitudes entre +1 y -1 (Tabla 2). Para su interpretación se consideró de especial relevancia a las variables con valores mayores o iguales a 0,7, ya sea positivo o negativo (Jeffers, 1967) con alta correlación (Bramardi, 2009).

En el Factor 1 (F1) las mayores comunalidades y autovectores con valores >0,6 surgieron la materia orgánica particulada total (0,989) y sus dos fracciones: MOPb de 0,5-0,05 mm (0,836) y MOPa de 2-0,5 mm (0,641) que cumple la función del suministro de nutrientes a las plantas debido a ser la primera en descomponerse como resultado del laboreo. No obstante ello, un requisito para mantener la sostenibilidad a largo plazo es incrementar el almacenaje de MO del suelo, especialmente las fracciones lábiles (Doran & Smith, 1987). En SD se hallaron mayores valores promedios de MOP (4,8 mg g^{-1}) que en LC y LR (4,3 y 4,2 mg g^{-1} respectivamente). Igualmente se obtuvieron mayores valores de las fracciones MOPa y MOPb en SD respecto a los otros sistemas de labranzas.

A continuación las variables que presentaron las mayores comunalidades fueron variables relacionadas a la entrada del agua en el suelo contrapuesta al escurrimiento del agua y al riesgo de erosión del suelo (Pla, 2010). La tasa de infiltración (0,942), la infiltración básica (0,881) y resultaron con los mayores autovectores o eigenvertores en el F2 (0,910 y 0,872 respectivamente) y la infiltración inicial logró el autovector más elevado del F3 (0,9) con una elevada comunalidad de 0,827.

La humedad equivalente, correspondiente al máximo contenido de agua retenida por el suelo, y la conductividad hidráulica a flujo saturado fueron las variables de mayores comunalidades (0,79 y 0,78 respectivamente). La HE presentó un relevante peso en base a los autovectores logrados en el F4 (0,859) junto con la MO (0,651).

En el F5 los autovectores más importantes fueron la Da (0,775) fundamental para el crecimiento y exploración de raíces en el suelo y la HE (0,688) para la retención del agua para las plantas, y en el F6 la CH (0,831) junto con la RM (-0,613).

El F1 explicó el 19% de la variación y se relacionó con los contenidos orgánicos del suelo. En el F2 se explicó el 16% de la variación y manifestó el mayor peso a la entrada del agua al suelo que fueron los autovectores más relevantes, mientras que el F3, explicó el 12% de la variación, influyendo todas esas variables en evitar la escorrentía del agua y la erosión hídrica (Tabla 3) y el resto de los factores explicaron aproximadamente alrededor del 10% de la variación cada uno.

En análisis de variancia de los factores para las muestras de 0-7 cm de profundidad se encontró significación estadística en los factores F1, relacionado a la fracción liviana de la materia orgánica, en el F3 y en el F6, relacionados a la entrada de agua y al movimiento de ésta dentro del perfil como a la RM del suelo para el crecimiento de las raíces, como respuesta al sistema de labranzas y las rotaciones empleadas (Tabla 3).

El F1 fue acorde a los mayores valores de MOP y de la fracción de MOPb hallados en SD y con los sistemas de R4 con pastura ($P < 0,0001$).

La MOP o fracción liviana de la materia orgánica (Gregorich & Janzen, 1996) posee un tiempo de descomposición que varía de unos pocos años a varias décadas y fue señalada como un promisorio indicador de calidad de suelos. La materia orgánica particulada presenta mucha variación ante el cambio de las prácticas de manejo.

Cambardella & Elliott (1992) hallaron que el C de la materia orgánica particulada de suelos sometidos a labranza cero fue 50% mayor que para los sistemas de labranza y barbecho desnudo en el Oeste de Nebraska.

En los siguientes factores (Tabla 3) se presentaron atributos relacionados al movimiento de agua en el perfil como los más representativos tanto en el F3 ($P < 0,0029$) como en el F6, junto a la RM ($P < 0,0003$).

El análisis discriminante de los seis factores, señaló que los más eficientes para diferenciar entre los sistemas de labranzas y de rotaciones, basados en la magnitud de sus coeficientes discriminantes, se relacionaron con los Factores que presentaron significación estadística (Tabla 3):

El F1 fue relacionado con atributos como la fracción liviana resultante de los restos de los rastrojos de los cultivos en rotación y del sistema de labranza del suelo que influyeron en la descomposición (Ecuación [1]).

Y_1 = 0,64 (*Factor 1*) + 0,01 (*Factor 2*) - 0,49 (*Factor 3*) + 0,35 (*Factor 4*) + 0,38 (*Factor 5*)+ 0,55 (*Factor 6*) [Ec. 1]

Contribuyeron en la discriminación de las poblaciones de los diferentes tratamientos las siguientes Ecuaciones [2], con el mayor coeficiente para el F6 y en la Ecuación [3], el F3:

Y_2 = 0,71 (*Factor 6*) - 0,55 (*Factor 1*) + 0,45 (*Factor 2*) - 0,08 (*Factor 3*) - 0,32 (*Factor 4*) - 0,06 (*Factor 5*) [Ec. 2]

Y_3 = 0,84 (*Factor 3*) + 0,33 (*Factor 1*) - 0,06 (*Factor 2*) + - 0,20 (*Factor 4*) + 0,23 (*Factor 5*)+ 0,30 (*Factor 6*) [Ec. 3]

El empleo del análisis discriminante de las variables de suelo, permitió aumentar la presión de selección y restringir el número de indicadores de calidad con un orden de prioridades e importancia. Este análisis con los parámetros del suelo para definir la calidad del mismo y su uso sostenible se caracterizaron con las siguientes ecuaciones:

Y_4 = 0,73 (*resistencia mecánica*) - 0,56 (*materia orgánica particulada*) + 0,17 (*infiltración básica*) [Ec. 4]

Y_5 = 0,82 (*materia orgánica particulada*) + 0,70 (*resistencia mecánica*) - 0,08 (*infiltración básica*) [Ec. 5]

Y_6 = 0,98 (*infiltración básica*) + 0,19 (*materia orgánica particulada*) - 0,07 (*resistencia mecánica*) [Ec. 6]

Los atributos RM, MOP, e IB, en base a los coeficientes de cada atributo en las ecuaciones 4, 5 y 6, en todos los casos fueron superiores, y presentaron prácticamente la mayor importancia dentro de cada ecuación, definiéndose entre algunos de los indicadores de calidad de relevancia para la profundidad de 0-7 cm.

La RM presentó diferencias significativas entre los niveles de SL en las profundidades 0-7 cm con valores ligeramente mayores en SD (0,25 MPa) que LC y LR con 0,21 y 0,22 MPa respectivamente ($P<0,045$). Los coeficientes de variación fueron de 28%. A mayores profundidades la SD presentó inversamente menores valores (0,88 MPa) respecto a LC y LR (ambas aproximadamente de 1 MPa) de 7-20 cm de profundidad ($P<0,028$). De 20-30 cm se ampliaron las diferencias entre tratamientos, hallándose los menores valores en SD (1,27 MPa) contra valores superiores a 1,53 MPa en los tratamientos con laboreo, pero sin significación estadística, probablemente relacionado a elevados coeficientes de variación en dicho espesor de suelo (56%) situación característica para dicho parámetro.

La mayor infiltración básica se obtuvo en el tratamiento con SD (2,41 cm h^{-1}) respecto a los tratamientos con LC y LR (2,17 y 2,36 cm h^{-1}) con un coeficiente de variación de los datos analizados de dicha profundidad de 61,25%.

CONCLUSIÓN

Los sistemas de labranzas y rotaciones influyeron directamente sobre la materia orgánica particulada, la infiltración del agua en el suelo y la resistencia mecánica a la penetración de raíces. Ello contribuyó a considerar que dichos atributos sean posibles indicadores de calidad del suelo para conocer la evolución del suelo ante diferentes manejos del suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Bramardi, S. 2009. Métodos de Análisis Multivariados. Curso de Posgrado. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Nordeste – Universidad Nacional del Comahue.
- Brejda, JI; DL Karlen; JL Smith; DL Allan. 2000a. Identification of Regional Soil Quality Factors and Indicators. II. Northern Mississippi Loess Hills and Palouse Prairie. Soil Sci. Soc. Am. J. 64:2125–2135.
- Brejda, JI; TB Moorman; DL Karlen & TH Dao. 2000b. Identification of Regional Soil Quality Factors and Indicators. I. Central and Southern High Plains. Soil Sci. Soc. Am. J. 64:2115–2124.
- Cambardella, CA and ET Elliott. 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J. 56: 777-783.
- Cambardella, CA; AM Gajda; JW Doran, BJ Weinhold, and T Kettler. 1999. Estimation of particulate and total organic matter by weight loss-on-ignition. In R. Lal, J.F. Kimble and R.F. Follet (Eds). Carbon methods. CRC Press, Boca Raton, FL.

- Dalurzo, HC. 2002. Agregado de Residuos Orgánicos en Suelos Ferralíticos. Efecto sobre variables que estiman sustentabilidad. Tesis para optar por el título de Magister Scientiae – Área: Ciencia del Suelo. Escuela para Graduados Alberto Soriano. 237 pp.
- Denef, K; J. Six; H Bossuyt; SD Frey; ET Elliott; R Merckx & K Pautsian. 2001. Influence of dry-wet cycles on the interrelationship between aggregate, particulate organic matter, and microbial community dynamics. *Soil Biol. Biochem*. 33: 1599-1611.
- Derpsch, R; T Fiedrich; A Kassam & H. Li. 2010. Current status of adoption of no-till farming in the world and some of its main benefits, *Int. J. Agric. Biol. Eng*. 3.
- Doran, JW & A Jones. 1996. Methods for assessing soil quality. SSSA Special Publ. 49. Soil Sci. Soc. Am. J. Inc. Madison, WI.
- Doran, JW & TB Parkin. 1996. Quantitative Indicators of Soil Quality. P. 25-37. En: J. W. Doran & A.J. Jones (Eds.). Methods for Assessing Soil Quality. Soil Sci. Soc. Am. Spec. Publ. 49. Soil Sci. Soc. Am., Madison, WI.
- Doran, JW & M S Smith. 1987. Organic matter management and utilization of soil and fertilizer nutrients p. 53-72. In R.F. Follet *et al*., (Ed.) Soil fertility and organic matter as critical components of production systems. ASA Spec. Publ. 19. ASA and SSSA, Madison, WI.
- Franzluebbers, AJ. 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. Soil Till. Res. 66:93-106.
- Iglesias, JO; JA Galantini & A. Vallejos. 2017. Estabilidad de agregados de un Argiustol del So Bonaerernse con diferentes sistemas de labranza. Ciencia del Suelo 35(2): 189-203.
- Giubergia, JP; M Basanta; I Garino & E Lovera. 2010. Estabilidad estructural de um Haplustol éntico con diferentes labranzas y secuencias de cultivos. XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Rosario Argentina. CD.
- Gregorich, EG; & HH Janzen. 1996. Storage of soil carbon in the light fraction and macroorganic matter. p. 167-190. In M.R. Carter & B.A. Stewart (Eds), Structure and soil organic matter storage in agricultural soils. Lewis Publishers. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Husson, F; S Lê & J Pagès. 2011. Exploratory multivariate analysis by example using R Computer science & data analysis series. Taylor and Francis Group/CRC Press. Boca Raton, 228 p.
- James, FC& CE McCulloch. 1990. Multivariate Analysis in ecology and systematic: Panacea or Pandora´s box? Annu. Rev. Ecol. Syst. 21:129-166.
- Jeffers, JMR. 1967. Two case studies in the application of Principal Component Analysis. Applied Statistics. Vol 16: 225-236.
- Kemper, WD & RC Rosenau. 1986. Aggregate Stability and Size Distribution. Pp. 425-442. In: A. Klute (ed.). Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods. Agronomy Monograph Nº9, 2nd ed. Am. Soc. Agron. & Soil Sci. Soc. Am. Madison. WI. USA.
- Lal, R. 1991. Soil conservation and biodiversity. En: Biodiversity of Microorganisms and Invertebrates: Its Role in Sustainable Agriculture. (Ed.) Hawksworth. The CAB International, London.
- Lal, R. 2010. Enhancing eco-efficiency in agro-ecosystems through soil carbon sequestration. Crop Sci. 50: 120-131.
- Montenegro González, H; D. Malagón Castro & L Guerrero. 1990. Propiedades Físicas de los Suelos. Subdirección Agrológica. I.G.A.C. (Instituto Geográfico Agustín Codazzi). Bogotá, Colombia. 813 p.
- Nelson, DW & LE Sommers. 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter p. 961-1010. In J.M. Bigham (Ed.). Methods of soil analysis Part 3. Chemical Methods. ASA and SSSA, Madison, WI.
- Pla, I. 1983. Metodología para la caracterización física con fines de diagnóstico de problemas de manejo y conservación de suelos en condiciones tropicales. Publ. Rev. Agron. Alcance nº32. Maracay (Venezuela). 90 pág.
- Rey Montoya, TS; FA Paredes; HC Dalurzo; C Fernández López & R Kersting. 2017. Propiedades físicas de un Arguidol Ácuico bajo diferentes sistemas de manejo. Ciencia del Suelo 35 (1): 171-180.
- SAS Institute Inc. 2004. SAS/STAT® Versión (9.1) (TS1M3). Copyright (c) 2002-2003 by SAS Institute Inc. Cary, NC, USA. Propietary Software Version (9.1).
- Shukla, MK; R Lal, & M Ebinger. 2006. Determining Soil Quality Indicators by Factor Analysis. Soil Till. Res. 87:194–204.
- Yakovchenko, V; LJ Sikora, & DD Kaufman. 1996. A biologically-based indicator of soil quality. Biol. Fert. Soils 21: 245-251.
- Zornoza, R; J Mataix-Solera; C Guerrero; V Arcenequi; J Mataix-Beneyto & I.

C4P38. ENRIQUECIMIENTO DE NITRÓGENO, FÓSFORO Y CARBONO EN LOS SEDIMENTOS GENERADOS EN UNA CUENCA DE LA PAMPA ONDULADA

Darder, M. Liliana[1]; Castiglioni, Mario G.[2]; Sasal, M. Carolina[3] y Andriulo, Adrián E.[1].

[1]EEA Pergamino (INTA) Ruta 32 km 4,5 (2700) Pergamino (BA); 02477-439081; [2] FAUBA Cátedra Conservación [3] EEA Paraná (INTA); * Autor de contacto: darder.maria@inta.gob.ar

RESUMEN

Una parte importante de los nutrientes que ingresan en los cursos de agua, son el resultado de la erosión que ocurre en una cuenca. A medida que las partículas desprendidas se mueven aguas abajo, estas sufren una selección por tamaño, quedando los nutrientes sujetos a procesos de desorción y adsorción selectiva entre las partículas y el agua. Como consecuencia, durante el transporte ocurre un enriquecimiento de partículas de arcilla así como también de fósforo (P), nitrógeno (N) y carbono (C). Para comprender la magnitud de estos procesos en la cuenca alta del arroyo Pergamino, se calcularon los coeficientes de enriquecimiento (CE) de P, N y C, obtenidos mediante el cociente entre la concentración de cada uno de estos elementos presentes en el sedimento desprendido y transportado por la acción de la lluvia y su concentración en el suelo (espesor 0-5 cm). Para ello se realizaron 85 ensayos de simulación de lluvia intensa (60 mm h-1), en distintas posiciones del paisaje y bajo diferentes usos y manejos de la tierra. En la loma y media loma (ambiente con aptitud agrícola) se analizaron dos sucesiones de cultivo (rotación y monocultivo de soja) y en las posiciones bajas (ambiente con aptitud ganadera) diferentes anchos de franja (ancha, mediana y angosta) respecto al curso de agua. En el sector agrícola, los sedimentos se enriquecieron en N, P y C con respecto al suelo de origen, sin registrarse el efecto del manejo ni de la posición en el paisaje. En promedio, estos presentaron 2,0; 2,7 y 2,5 veces más concentración de N, P y C, respectivamente. En cambio, en el sector ganadero, los sedimentos de la franja angosta se enriquecieron mucho menos en N y P (0,6 y 2,5) que en la franja ancha (3 y 4,2), mientras que para el C este fue similar en todos los anchos de franja (1,8). La simulación de precipitaciones tuvo un claro efecto sobre el empobrecimiento de nutrientes del suelo, principalmente del P. Cuando las partículas fueron desprendidas y transportadas hacia el sistema acuático, se registró una disminución del contenido de C del suelo, con similar enriquecimiento de este elemento en los sedimentos generados en todo el paisaje. Esto está indicando, que el material erodado es un destino de dichos elementos, contribuyendo de esta manera a su disminución en los distintos ambientes analizados. Los valores umbrales de N, P y C, a partir de los cuales no hubo enriquecimiento, fueron en el sector agrícola 2,5 g kg^{-1}, 300 mg kg^{-1} y 25 g kg^{-1}, respectivamente. En el sector ganadero, solamente en la franja ancha se pudo determinar el valor umbral para el N (2,5 g kg^{-1}).

Palabras claves: simulación de lluvia, degradación de suelos, pérdida de nutrientes

C4P39. PRODUCCION DE VERDEOS ESTIVALES EN AMBIENTES CONTRASTANTES DEL SUDOESTE BONAERENSE

De Lucia, Martín P; Bouza, Mariana E; Silenzi Juan C y Echeverría Nora E.

Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur. San Andrés 800, Bahía Blanca. Buenos Aires. mdelucia@uns.edu.ar

RESUMEN

La información edáfica es una herramienta importante a la hora de tomar decisiones en la empresa agropecuaria. El objetivo de este trabajo fue evaluar la producción de dos cultivos de verano, mijo anual (Mi) y sorgo forrajero (So) en ambientes contrastantes del sudoeste bonaerense: loma (Lo), ladera (la) y cañadón (Ca) y su relación con las características edáficas. Las variables evaluadas fueron contenido de humedad en tres momentos y rendimiento de materia verde (MV) y materia seca (MS). El total de lluvias acumulado fue de 126 mm; este dato representa un descenso del 64 % del valor histórico para los meses evaluados (346 mm). El agua almacenada durante el barbecho varió entre 335 y 94 mm. La eficiencia hídrica del barbecho, mostró valores elevados entre 33 % y 49 % para La y Ca respectivamente.
El corte de biomasa se realizó en el mes de marzo con un escaso desarrollo del cultivo, los valores de MV fueron muy disímiles presentando valores entre 56 y 1091 kg ha^{-1}, este comportamiento fue similar en la producción de MS donde los rindes oscilaron entre 36 y 478 kg ha^{-1}, valores que se encuentran muy por debajo de los rendimientos medios de la región. Se encontraron diferencias significativas ($p<0,005$) entre los tratamientos Mi y So, las cuales fueron de 457 y 184 kg ha^{-1} en MV y MS respectivamente. En cuanto al factor ambiente, la profundidad efectiva del suelo mostró una clara relación positiva con la producción del cultivo. Respecto al rendimiento de MS, el sorgo triplico al mijo, esto demuestra que dicho cultivo presenta un mejor comportamiento ante condiciones climáticas desfavorables. La relación entre la producción de materia seca y profundidad de suelo se ajustó a una ecuación lineal para los dos cultivos presentando R^2 de 0,93 y 0,83 para mijo y sorgo respectivamente.

Palabras claves: productividad, mapa de suelos, materia seca

INTRODUCCIÓN

La información edáfica es una herramienta importante a la hora de tomar decisiones en la empresa agropecuaria (Bravo et al., 2016) .En los últimos tiempos se está utilizando la separación de ambientes productivos en base a los suelos y sus limitantes para proporcionar un uso sustentable de los recursos. Desde el punto de vista económico es importante pero más aun desde el ecológico, si se tiene en cuenta que gran parte de los suelos del SO bonaerense son susceptibles a procesos erosión eólica como hídrica e inclusive a otros procesos de degradación (Bouza, 2014).

El avance de la frontera agrícola y desplazamiento de la ganadería son factores que obligan a someter tierras de bajo potencial productivo a agricultura continua (Studert, 2012). Otro problema, que se extiende a otras regiones, es que no se realizan rotaciones o secuencias que incluyan cultivos de verano, que se da por razones climáticas y económicas básicamente.

Si bien los meses de verano no son los más secos, la evapotranspiración es muy elevada y la reserva de agua en el perfil del suelo es un paleativo para la producción cuando se realiza el barbecho, siempre y cuando las características intrínsecas del suelo lo permitan (Echeverría & Silenzi, 2005)

El objetivo de este trabajo fue evaluar la producción de dos cultivos de verano, mijo anual (*Panicum milleaceum*) y sorgo forrajero (*Sorghum vulgare*), en ambientes contrastantes en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires y su relación con las características edáficas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación del ensayo

El trabajo se llevo a cabo en el campo “Napostá”, predio experimental y educativo del Departamento de Agronomía de la Universidad Nacional del Sur, ubicado en el km 35 de la ruta Nacional Nº 33 (38º 26´30´´ LS, 62º 15´59´´ LW). El mismo cuenta con una superficie de 711 ha y se ubica en el sector medio de la llanura subventánica occidental. El área se encuentra disectada por dos valles que corresponden a interfluvios del arroyo “Saladillo ó Dulce”. Esta situación ha definido las geoformas dominantes: lomadas, laderas y terrazas/llanura de inundación (Amiotti et al., 2014).

Caracterización climática

El clima de la región es templado, con estaciones térmicas bien diferenciadas. La temperatura media anual es de 15,4ºC, siendo la temperatura media del mes más cálido (enero) 23,3ºC y la del mes más frio (julio) 8,2ºC. El periodo libre de heladas abarca los meses de verano (diciembre, enero y febrero), y en los meses de marzo y noviembre existe una posibilidad de que ocurra una helada cada 10 años (Donnari & Torre, 1974). Los vientos dominantes provienen del NO, siendo la estación más ventosa el verano con una velocidad media de 24 km/h. En el periodo primavero-estival existe una mayor probabilidad de alcanzar vientos erosivos (Bouza, 2014). Las lluvias otorgan a la zona un carácter sub-húmedo o de transición con una precipitación media de 584,6 mm (1896-2000), la estación que se presenta más lluviosa es el verano con 212 mm (Mormeneo, 2003)

Características edáficas

El lote donde se realizó el ensayo presenta las siguientes características: un levantamiento a escala detallada, Cavallaro (2015) y las series de suelo donde se realizaron los muestreos son:

Serie La Alicia: Calciustol petrocálcico, franco grueso, térmico somero (Soil Survey Staff, 2010). Con una secuencia Ap-A2-Ck-2Ckm, profundidad efectiva de 32 cm, la clase textural en todo el perfil es Franco Arenosa y el contenido de materia orgánica del horizonte superficial es de 28 g kg^{-1}. Por capacidad de uso (Klingebiel &Montgomeri, 1961) clasifica como VIes y un índice de productividad (INTA & SAGyP, 1989) de 22 %.

Serie Napostá: Paleustol petrocálcico, franco grueso, mixto, térmico (Soil Survey Staff, 2010). Con una secuencia Ap-A2-Ck1-Ck2-2Ckm, profundidad efectiva de 62 cm, la clase textural en todo el perfil es Franco Arenosa y el contenido de materia orgánica del horizonte superficial es de 26 g kg^{-1}. Por capacidad de uso (Klingebiel &Montgomeri, 1961) clasifica como IVes y un índice de productividad (INTA & SAGyP, 1989) de 37 %.

Serie Cañadones: Haplustol páquico, franco fino, mixto, térmico (Soil Survey Staff, 2010). Con una secuencia Ap-A2-A3-AC-C, profundidad efectiva más de 160 cm, la clase textural en todo el perfil es Franco Limosa y el contenido de materia orgánica del horizonte superficial es de 37 g kg^{-1}. Por capacidad de uso (Klingebiel & Montgomeri, 1961) clasifica como IIec y un índice de productividad (INTA & SAGyP, 1989) de 68 %.

Diseño experimental y tratamientos

El diseño experimental se realizó en parcelas divididas completamente aleatorizado (DCA) donde se considero como factor principal a los verdeos de sorgo forrajero (So) y mijo anual (Mi), mientras que como factor secundario se consideraron a los distintos ambientes: loma, ladera y cañadón conformando 6 unidades experimentales con 3 repeticiones (n=18)

Se sembraron al azar en franjas de 40x580 m mijo y sorgo a razón de 15y 18 kg ha^{-1} respectivamente, el 16-11-2017.

En el tratamiento Loma (Lo): predomina serie La Alicia, Ladera (La): predomina serie Napostá y Cañadón (Ca): predomina serie cañadones.

Los resultados fueron analizados estadísticamente mediante el programa Infostat (Di Rienzo et al., 2015). Para evaluar las diferencias entre los valores medios de las variables para los distintos tratamientos se utilizó ANOVA y se hicieron pruebas de LSD Fisher ($p<0,05$).

Variables evaluadas

- Contenido de humedad (Hº): por método gravimétrico con horno microondas (De Lucia et al., 2017) al comienzo del barbecho (10-10-17), a la siembra (16-11-17) y a la cosecha de biomasa (03-03-18). Las muestras fueron extraídas en todo el perfil en Lo y La, mientras que en Ca se muestreo hasta 1 metro.
- Rendimiento de materia verde (MV) y materia seca (MS), se cosechó la materia verde en una superficie de 0.805 m^2, se recogió en un sobre de papel, se pesó y se seco a estufa (60º) hasta peso constante. Se volvió a pesar y teniendo en cuenta la superficie cosechada se llevo a kg ha^{-1}.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Eficiencia hídrica de barbecho

En la tabla 1 se muestra la precipitación mensual ocurrida durante el periodo de barbecho y desarrollo de los cultivos y la media mensual para el periodo 1971-2010. El total de las lluvias para la campaña fue de 126 mm; este dato representa un 64 % menos respecto al valor medio histórico para los meses evaluados (346 mm), manifestándose así un periodo seco para los cultivos.

Si bien se evidencia una marcada variabilidad entre los meses que duró la experiencia, cabe destacar que durante el tiempo que el suelo estuvo bajo barbecho (10-10-17 a 16-11-17) la lluvia caída fue inferior al registro de precipitación mensual media, de todas maneras este escenario fue favorable para esta práctica.

Tabla 1: Registro de precipitaciones (mm) ocurridas durante el ensayo y precipitación media mensual para el período 1971-2010

Mes	oct	nov	dic	ene	feb	total
2017-2018	43	60	7	6	11	127
1971-2010	76	58	69	67	76	346

La función principal del barbecho es permitir una adecuada acumulación de agua en el perfil y asegurar así un buen crecimiento en las primeras etapas del cultivo (Echeverría & Silenzi, 2005). El agua almacenada durante el barbecho (Tabla 2) fue relativamente alta. Se observa que Ca acumulo más que La y Lo, este último a su vez con el valor más bajo. La eficiencia hídrica, que fue definida como la proporción de agua almacenada en relación con la precipitada, mostró valores que pueden considerarse altos. Diferentes estudios han reportado valores entre 10 y 40 % (Quiroga et al., 2003, 2005), mientras que Miranda *et al*. (2012) registraron valores cercanos a 50 % de eficiencia de barbecho en un ensayo donde evaluaron diferente longitud de esta práctica.

Tabla 2: Precipitación, humedad volumétrica (mm) al comienzo y al final del barbecho y la eficiencia con la que cada tratamiento almacenó (%)

Ambiente	Ppt	Inicio	Final	Diferencia	Eficiencia
Loma	86	57,8	93,9	36,1	42,0
Ladera	86	183,3	212,1	28,8	33,4
Cañadón	86	292,5	334,8	42,3	49,1

Al inicio y finalización del barbecho los ambientes mostraron diferencias significativas ($p<0,05$). Ca fue superior que Lo, mientras que La presento un valor intermedio. El contenido de agua en la serie Cañadones fue 5 y 3,9 veces superior al inicio y final que el ambiente más somero, respectivamente; por otro parte al tratamiento de la ladera lo superó en un 58 % en las dos fechas. Estas diferencias se deben a las propiedades de los suelos, básicamente la profundidad efectiva y la textura de los horizontes. Hay que destacar que estos valores de humedad del suelo son relativamente altos, resultado de las precipitaciones caídas antes de comenzar el barbecho. Por lo tanto, el contenido de agua inicial del suelo correspondió a un 89 % de la capacidad de campo para Lo, y a un 85 y 86 % para La y Ca respectivamente.

El contenido de agua al finalizar el barbecho fue cercano al 100 % de la capacidad de campo para los suelos más profundos, pero llamativamente el suelo más somero estuvo por encima de esa constante hídrica. Esto podría deberse al límite que ofrece el horizonte petrocálcico.

Producción de biomasa

La producción de materia verde y materia seca se muestran en las Figuras 1 y 2. El corte se realizó en marzo con un escaso desarrollo del cultivo; los valores de MV fueron muy disímiles variando de 56 a 1091 kg ha^{-1}, este comportamiento fue similar en producción de MS donde los rindes oscilaron entre 36 y 478 kg ha^{-1}, valores que se encuentran por debajo de los rendimientos en la región. Cruz (2012) observó valores que superaban las 5000 kg ha^{-1} en una experiencia realizada en el mismo establecimiento donde midió la eficiencia de prácticas estructurales para el control de erosión hídrica en un cultivo de sorgo. Bolletta *et al.*, (2009) registraron entre 1272 y 5306 kg ha^{-1} de mijo anual en el partido de Puan comparando dos longitudes de barbechos y con buenas precipitaciones durante el desarrollo del cultivo.

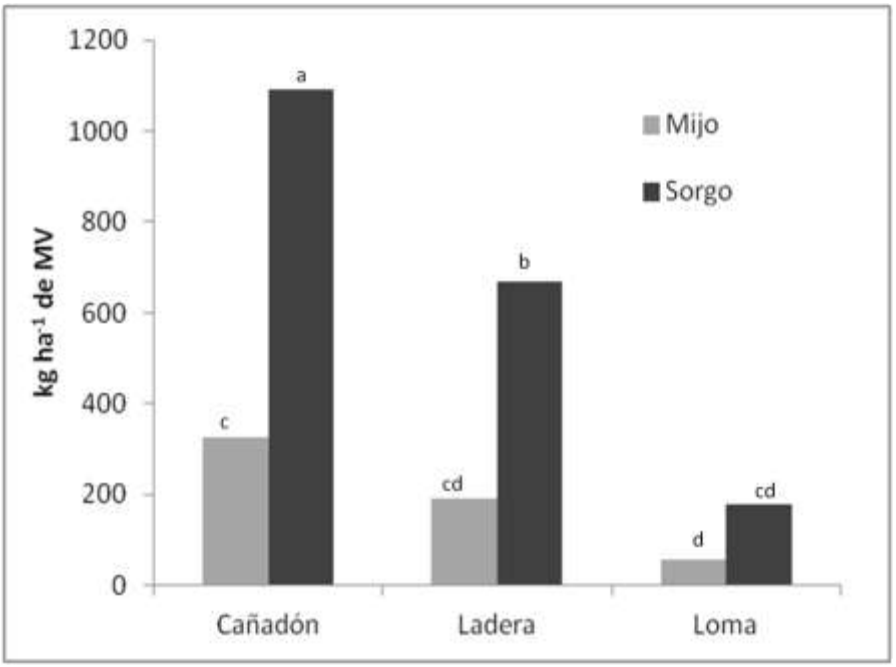


Figura 1: Producción de materia verde (MV) de mijo y sorgo en los diferentes ambientes. Tratamientos con distinta letra difieren por LSD Fisher al 5%

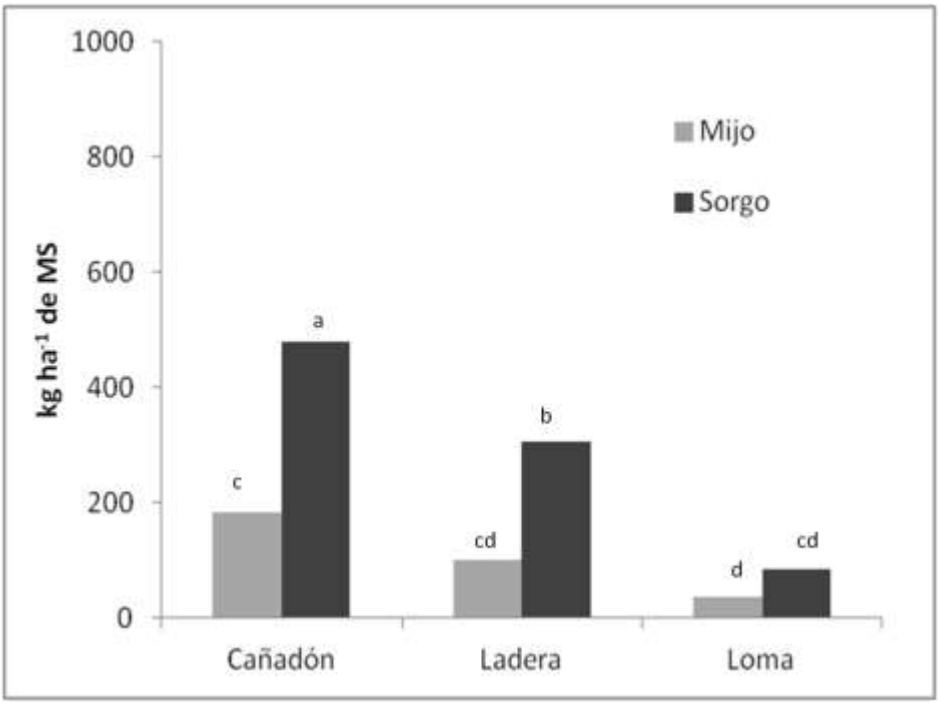


Figura 2: Producción de materia seca (MS). Producción de materia seca (MS) de mijo y sorgo en los diferentes ambientes. Tratamientos con distinta letra difieren por LSD Fisher al 5%

Al analizar el factor cultivos se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos Mi y So, las cuales fueron de 457 y 184 kg ha^{-1} en MV y MS respectivamente. En cuanto al factor ambientes, si bien las dos especies respondieron a las propiedades de los suelos, la profundidad efectiva del suelo muestra una clara relación con la producción del cultivo (Figura 3). Pues en el ambiente somero la producción fue insignificante mientras que en los otros la producción fue baja.

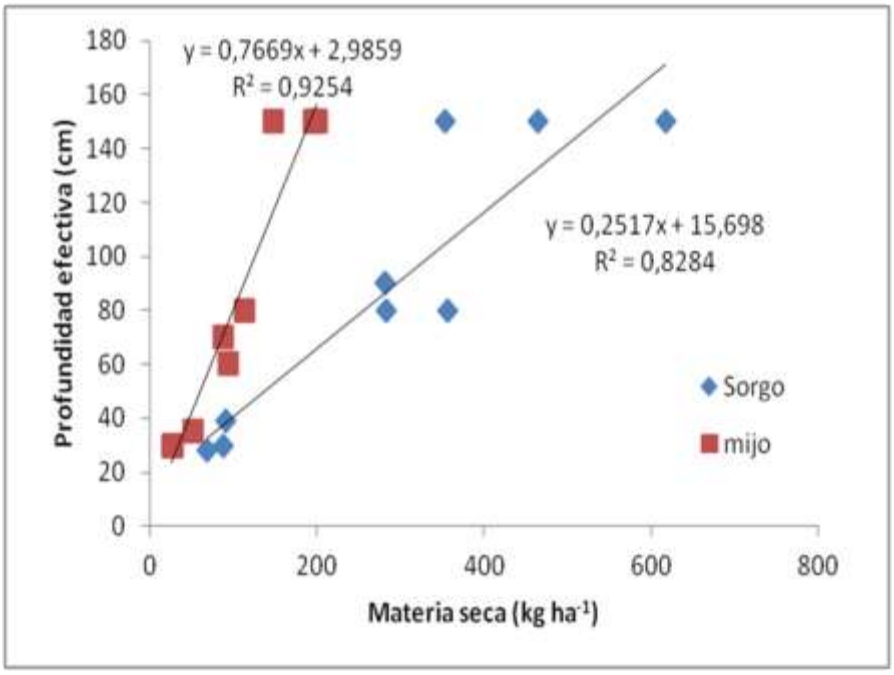


Figura 3: Relación entre profundidad efectiva de suelo y producción de materia seca en mijo y sorgo.

Si bien era esperable que los suelos profundos produzcan más, debido al mayor almacenaje de agua en el perfil, la experiencia deja en evidencia que el cultivo de sorgo presenta mayor producción ante condiciones climáticas tan adversas, debido probablemente a un uso más eficiente de los recursos y a la capacidad de exploración de las raíces.

CONCLUSIONES

Según las condiciones en las que se realizó el ensayo, se procede a extraer las siguientes conclusiones:

El agua almacenada durante el Barbecho fue relativamente alta con diferencias significativas entre los distintos ambientes. Ca fue superior a La y Lo, debido a la profundidad y características texturales (franco limoso) del perfil de suelo.

Los niveles de humedad, tanto al inicio como al final del barbecho, fueron buenos. Al inicio los valores rondaron el 85 % de la capacidad de campo en todos los tratamientos, mientras que al final los ambientes más profundos estaban cercanos al 100 % y la loma supero ese porcentaje.

En cuanto a la producción de los cultivos, el sorgo triplico el rendimiento de MS del mijo. Mostrando un mejor desempeño ante las condiciones climáticas desfavorables.

La relación entre producción de materia seca y profundidad de suelo ajusto en los dos cultivos a una ecuación lineal con un R^2 de 0.93 y 0.83 para mijo y sorgo respectivamente.

BIBLIOGRAFÍA

- Amiotti, N, Blanco M, Bouza M, Bravo o, De Lucia M, Echeverría N, Grill S, Kiessling R, Schmidt E & Zalba P. 2014. Libro de la Gira Edafológica en el marco del XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Ed. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo con el auspicio de ACES – Universidad de Illinois. Imprenta Grafimax, Bahía Blanca. (ISBN Actas: 978-987-24771-6-5). 44 p.

- Bolletta A, Venanzi S, Kruger H, Lagrange S & Larrea D. 2009. Mijo y moha: generalidades, producción y calidad. (en línea) Disponible en: https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta-_boletin_tcnico_mijo_y_moha.pdf Consulta: 25/02/2018
- Bouza M. 2014. Estudio del proceso de erosión eólica en el SO bonaerense. Validación de un modelo predictivo. Tesis de Magister en Ciencias Agrarias. Depto. de Agronomía, Universidad Nacional del Sur.
- Bravo O, Cavallaro A & Amiotti N. 2016. Utilización de áreas modelos para la cartografía de suelos en el partido de Bahía Blanca. Actas del XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Río Cuarto, Córdoba. ISBN 978-987-688-173-9.
- Cavallaro A. 2015. Levantamiento de suelos a escala detallada (1:10000) del lote 12 establecimientos "La Alicia, Dpto. Agronomía-UNS Trabajo de intensificación para optar al grado de Ingeniero Agrónomo. Depto. de Agronomía, Universidad Nacional del Sur. 72 p.
- Cruz S. 2012. Metodología para el diseño de prácticas estructurales para el control de la erosión hídrica en un lote del campo Napostá. Trabajo de intensificación para optar al grado de Ingeniero Agrónomo. Depto. de Agronomía, Universidad Nacional del Sur. 47 p.
- De Lucia M, Bouza M, Echeverría N & Silenzi J. 2017. Utilización de horno microondas para determinación de humedad de suelo. III jornadas Nacionales de Suelos de Ambientes Semiáridos y II Taller de Cartografía Digital. Asociación Argentina de la Ciencia del suelo. (en línea)Disponible en: http://www.boletin.cerzos-conicet.gob.ar/index.php/resumenes-presentados-en-poster-iii-jornadas-nacionales-de-suelos-de-ambientes-semiaridos Consulta: 15/12/2017
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. (en línea). Disponible en: http://www.infostat.com.ar
- Donnari M & Torres L. 1974. Análisis de algunos aspectos del clima de Bahía Blanca. Departamento de Geografía, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca. 32 p.
- Echeverría NE & Silenzi JC. 2005. Barbecho. Rev. Asociación de Ganaderos y Agricultores. Nov/dic. Año 4. Nº30
- INTA y SAGyP. 1989. Proyecto PNUD ARG 85/019. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. CIRN-Instituto de evaluación de tierras. Mapa de suelos de la Provincia de Buenos Aires. 525 pp.
- Klingebiel, AA & PH Montgomery. 1961. Land Capability Classification. Wachington, DC.
- Miranda W, Scianca C, Barraco M, Alvarez C & Lardone A. 2012. Cultivos de cobertura: dinámica del agua luego de dos momentos de secado. Actas del XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. ISBN: 978-987-1829-11-8
- Mormeneo I. 2003. Caracterización climática de Bahía Blanca. Cátedra de climatología. Depto. de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (en línea) Disponible en: www.criba.edu.ar/meteoro/climatología.htm Consulta: 10/11/2017
- Quiroga A, Funaro D & Ormeño O. 2003. Aspectos del manejo del agua del suelo para el cultivo de trigo. En Trigo actualización 2003, INTA Anguil, Bol Téc. 76:33-44 p.
- Quiroga A, Funaro D, Fernandez R & Noellemeyer E.2005. Factores edáficos y de manejo que condicionan la eficiencia de barbecho en la región pampeana. CI. Suelo (Argentina). 23(1):79-86 p
- Soil Survey Staff. 2010. Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys (2nd ed.), Agriculture Handbook vol. 436, United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service, Washington, DC, USA.
- Studert G. 2012. Importancia de los ensayos de larga duración. En Rotaciones y secuencias de cultivos en la región mixta cerealera del centro-sur bonaerense: 30 años de experiencias. Ediciones INTA, 2012. 9-11 p.

C4P40. DISTRIBUCIÓN DEL FACTOR LS MEDIANTE UN SISTEMA DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA EN EL PEDEMONTE TUCUMANO

Delgado, Jorge A.; Caldez, Luciana B. y Ceballos, Ricardo B.

Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucumán. lu_caldez@hotmail.com

RESUMEN

El modelado del proceso de erosión es una herramienta importante al planificar el uso adecuado del recurso suelo. El factor LS tiene un gran peso en zonas sensibles a los procesos de erosión hídrica, como lo es la Franja Pedemontana de la provincia de Tucumán, cuyos niveles altitudinales van desde los 450 hasta los 650 msnm, presentando pendientes medias a fuertes en dirección SE en los faldeos orientales de las Sierras Sub andinas. El objetivo del trabajo es la aplicación de tecnologías relacionadas al uso de herramientas de Sistemas de Información Geográfica que permitirán desplegar sobre el espacio geográfico analizado la distribución del factor LS. Se trabajó en el Dpto. Burruyacú, en la región del Pedemonte subregión subhúmeda-seca. Se obtuvieron imágenes de cobertura y estas fueron georeferenciadas y ortorectificadas a un sistema de proyección, esta imagen permitió visualizar los predios agrícolas a fin de discriminar su cobertura y evaluar en forma aproximada sus diferentes usos. Se obtuvo también el modelo de elevación del terreno. Estas imágenes fueron importadas y se extrajeron curvas de nivel con equidistancia de 10 m y la imagen de pendientes del terreno en estudio. Las curvas de nivel fueron traslocadas a la imagen de cobertura para visualizar los límites inferior y superior del Pedemonte. Se calculó el factor LS y se trasloco las curvas de LS en la imagen de cobertura. Los predios observados señalan el fuerte incremento del factor LS, potenciando las pérdidas de suelo en un agrosistema implantado en una región fisiográfica como Pedemonte y donde se observan desmontes realizados por arriba de la cota de 650 msnm, caracterizada por ser muy susceptible a los efectos de la erosión hídrica. Atendiendo esto a la planificación obligada a la hora de decidir el uso de los suelos en función de su índice de protección hidrológica.

Palabras Claves: erosión del suelo, teledetección, SIG.

INTRODUCCIÓN

Los procesos que provocan una disminución de la capacidad productiva del suelo se denominan procesos de degradación, entre los cuales uno de los más importantes es la erosión (FAO, 1980).

El uso cada vez más extendido de los sistemas de información geográfica (SIG) ha posibilitado el análisis con mayor grado de precisión, de variables del suelo inherentes al relieve terrestre, que posibiliten estimar en forma aproximada, procesos edáficos relacionados con la erosión hídrica del suelo, permitiendo establecer a priori pautas de manejo del suelo, en relación a las prácticas agrícolas con criterios conservacionistas. Este uso cada vez más frecuente y accesible de los sensores remotos y de los SIGs posibilita el empleo de modelos de erosión hídrica como la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo -EUPS- (USLE, por sus siglas en inglés) de Wischmeier y Smith (1965), para aproximar en forma cuantitativa y desplegar los resultados obtenidos en el espacio geográfico estudiado. La bondad de la EUPS depende del rigor con que los factores que componen la ecuación, reproduzcan las condiciones del medio al interpretar los mecanismos erosivos por sus causas y efectos (Almorox *et al.*, 1994).

El factor LS (longitud y grado de pendiente) tiene una gran influencia en zonas muy sensibles a los procesos de erosión hídrica, como lo es la Franja Pedemontana de la provincia de Tucumán, cuyos niveles altitudinales van desde los 450 msnm hasta los 650 msnm presentando pendientes medias a fuertes en dirección SE en los faldeos orientales de las Sierras Sub andinas (Zuccardi & Fadda, 1972). Podríamos decir límite en cuanto a la implantación de agrosistemas extensivos, por tal razón el uso de estas herramientas de predicción y teledetección es muy valioso a la hora de planificar un adecuado uso del suelo.

Según Christofoletti (1999), la palabra modelo se puede entender como cualquier representación simplificada de la realidad o un aspecto del mundo real que es de interés para el investigador, que permite reconstruir la realidad, predecir el comportamiento, una transformación o una evolución. El modelado del proceso de erosión es una herramienta importante en el desarrollo de evaluaciones fiables en las predicciones de la pérdida de suelo, así como para la planificación de las medidas de control del referido fenómeno. El uso de modelos basados en las teorías actuales del mecanismo de erosión requiere la obtención de información fundamental acerca de las relaciones entre la erosión y los

sistemas de manejo de los cultivos. Por lo tanto, la modelación del proceso de erosión incluye un conjunto de factores determinantes donde uno de los componentes más importantes a considerar son el relieve y la cobertura vegetal. El factor LS es el encargado del efecto de la topografía y el relieve en general, el cual ejerce un gran control sobre el proceso analizado.

El presente trabajo tiene como objetivo la aplicación de tecnologías relacionadas al uso de sensores remotos y herramientas de Sistemas de Información Geográfica que permitirán desplegar sobre el espacio geográfico analizado la distribución del factor LS.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se encuentra localizada en el Dpto. Burruyacú en la Provincia de Tucumán situada en la región natural del Pedemonte subregión subhúmeda-Seca (Zuccardi & Fadda, 1985), donde la ocurrencia de lluvias extremas ha impactado notablemente en predios agrícolas observándose signos de erosión hídrica de tipo digital y formación de cárcavas en el límite superior del Pedemonte donde se produce el punto de inflexión entre una línea de pendiente pronunciada y otra de menor grado discurriendo esta sobre planos de flujo superficial de tipo uniforme. Se han obtenido imágenes de cobertura del servido Google Earth y las mismas fueron georeferenciadas y ortorectificadas a un sistema de proyección conforme cilíndrica de tipo Gauss Kruger siendo su datum wgs del Sistema POSGAR. Esta imagen permitió visualizar los predios agrícolas a fin de discriminar su cobertura y evaluar en forma aproximada sus diferentes usos. Se obtuvo también, mediante la descarga de imágenes SRMT del servidor de la NASA, el Modelo de Elevación del Terreno con una resolución geográfica de 3 segundo de arco en el sistema sexagesimal Proyección geodésica y de un pixel de 90 m x 90 m. Estas imágenes fueron importadas al Software Idrisi Selva bajo licencia de Clark Labs donde se extrajeron las curvas de nivel con una equidistancia de 10 m y la imagen de pendientes del terreno en estudio. Posteriormente, las curvas de nivel fueron traslocadas a la imagen de cobertura para visualizar los límites inferior y superior del Pedemonte.

Para el cálculo del factor LS

La USLE tiene en cuenta la topografía del terreno mediante la introducción del factor L, longitud de la pendiente del terreno, y del factor S de pendiente. Ambos factores topográficos se pueden aunar en uno, el factor LS. Para el cálculo del factor topográfico LS, se emplea la siguiente expresión propuesta por Wischmeier & Smith (1965) para el caso de pendientes menores de 9% (tabla 1):

$$LS = (\lambda / 22{,}13)\ m \times (0{,}065 + 0{,}45\ S + 0{,}0065\ S^2) \quad (1)$$

Donde:
λ = longitud de la pendiente (m)
θ = inclinación de la pendiente (%)

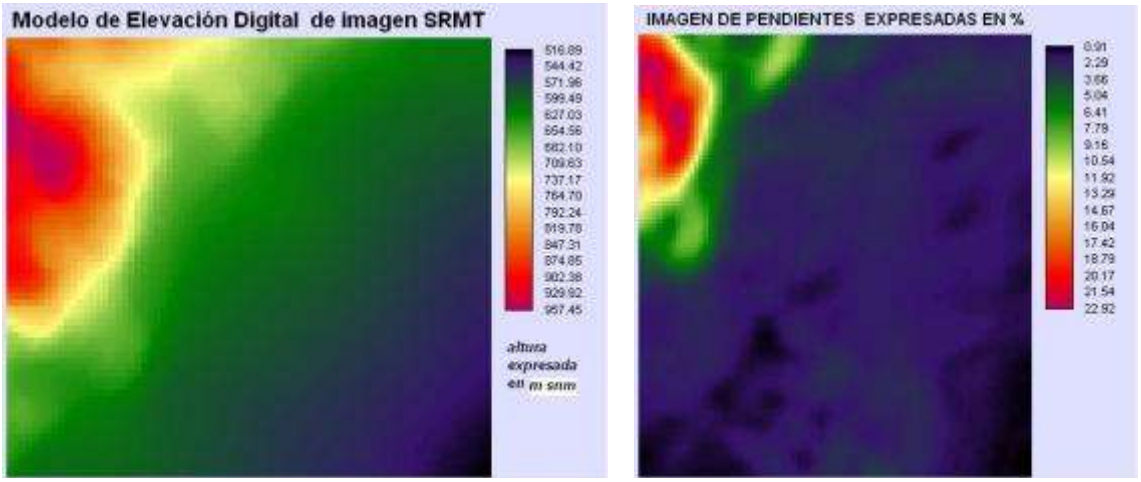
Tabla 1: valores que toma m, según la inclinación de la pendiente

m	Inclinación de la pendiente % (θ)
0,5	$\theta \geq 5{,}0$
0,4	$3{,}5 \leq \theta \geq 5{,}0$
0,3	$1 \leq \theta \geq 3{,}5$
0,2	$\theta \leq 1$

RESULTADOS Y DISCUSION

Para poder aplicar la expresión (1), es necesario disponer de un mapa de pendientes y longitudes de las mismas (Alex & Barrios, 2005). Para ello, a través del modelo digital de elevaciones (MDE) a partir de las imágenes SRMT, se

obtuvo un mapa de pendientes (utilizando el módulo SLOPE de Idrisi) que refleja los distintos valores del factor S (Figuras 1a y 1b).



a b

Figura 1 a y b: mapa de pendientes que refleja los distintos valores del factor S

En base a la imagen de cobertura extraída del servidor Google se adoptó una longitud promedio de 500 m, en los predios destinados a uso agrícola en su diferente tipo de cobertura, segmentándose de esta forma, la longitud del flujo superficial a los fines de poder determinar el valor de LS en una zona donde la pendiente presenta una sola dirección NO-SE. Para ello se utilizó el módulo FLOW del programa basándose en el MDE y marcando la dirección de las principales líneas de flujo superficial, se llega a obtener una imagen compuesta (Figura 2) donde se observa la cobertura de los predios agrícolas visualizados y el despliegue de datos como ser las curvas de nivel con sus respectivas cotas y la dirección de las principales líneas de flujo superficial.

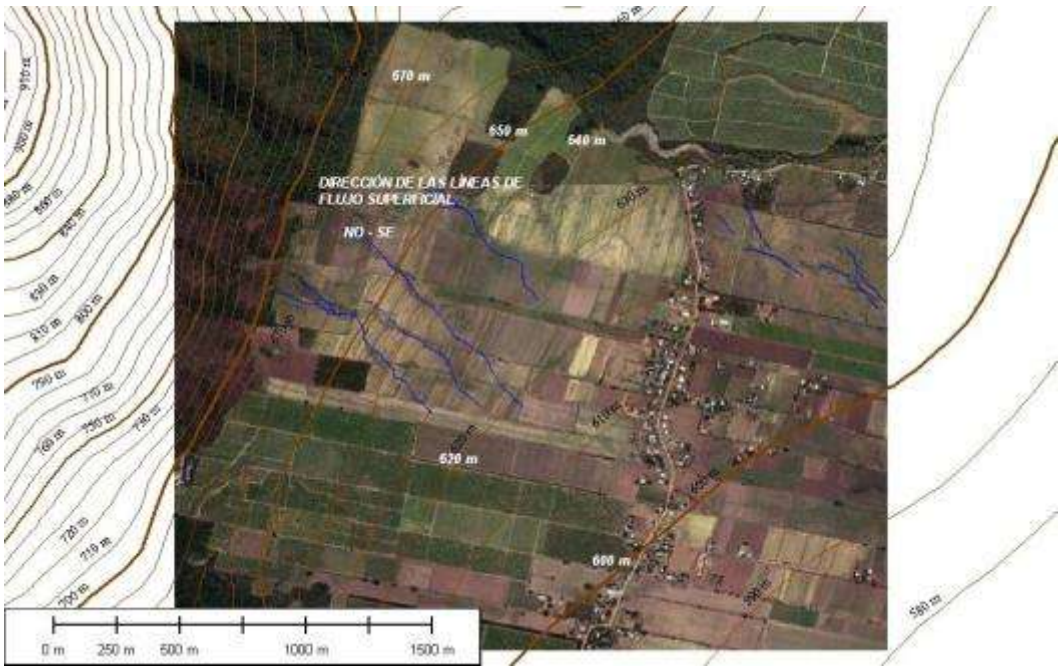


Figura 2: Imagen donde se observa cobertura de predios agrícolas, curvas de nivel con sus respectivas cotas y dirección de las principales líneas de flujo superficial.

Con la imagen de pendientes expresadas en % generadas con el módulo SLOPE y con la calculadora de imágenes del programa, se aplicó la expresión desarrollada por Wischmeier y Smith (1965), obteniéndose una nueva imagen raster de la distribución del factor LS en el espacio geográfico analizado (Figura 3).

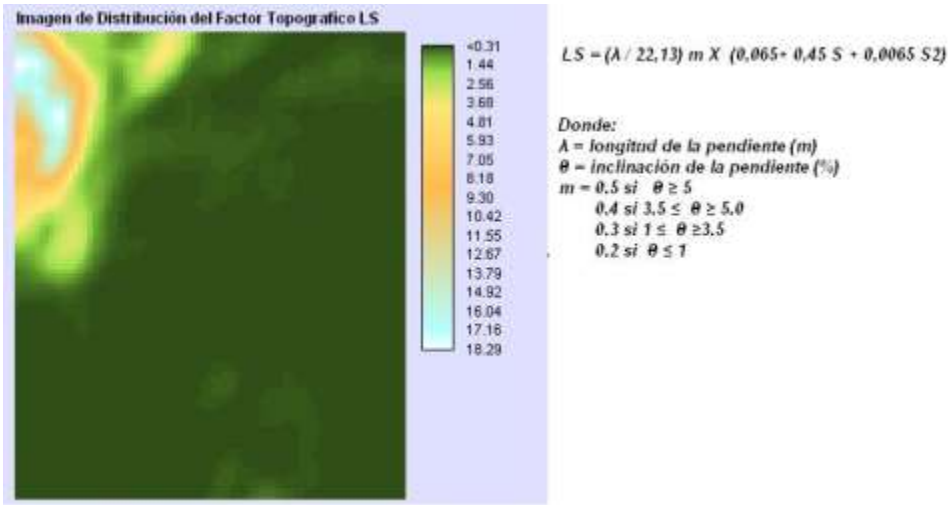


Figura 3: distribución del factor LS en el espacio geográfico analizado

Luego se generaron con el modulo CONTORNO las curvas de LS con intervalo de 0,5 como valor absoluto, y de esta forma poder trascolar estas curvas a la imagen de cobertura pudiéndose visualizar su distribución en los predios agrícolas observados en la imagen de cobertura (Figura 4).

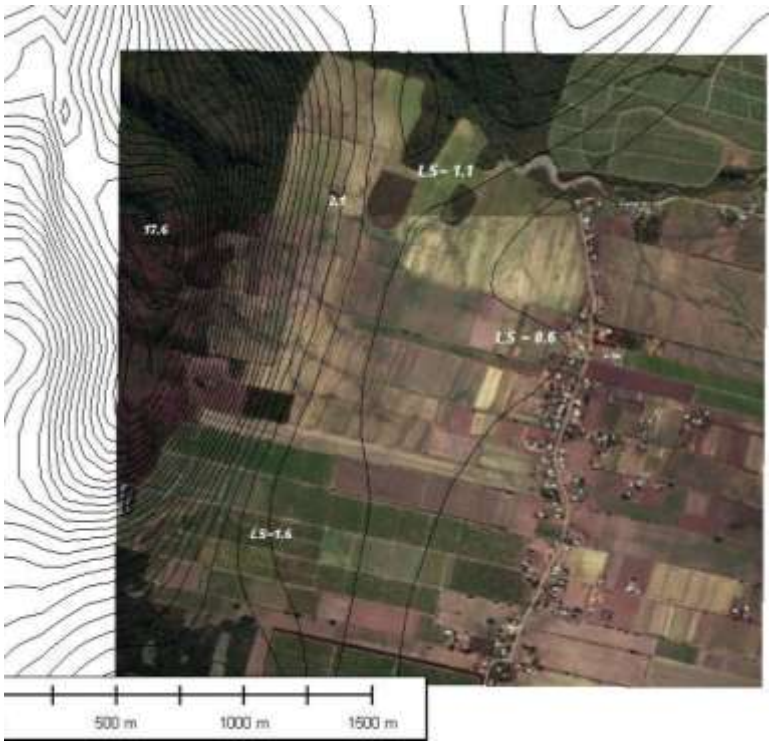


Figura 4: distribución de curvas de LS

Los resultados obtenidos son indicativos y válidos solamente en el rango de pendiente inferiores a 9,0 % en planos superficiales uniformes, no tiene en cuenta el micro relieve (micro depresiones y formas complejas del relieve). Los resultados señalan el valor preponderante que tiene el factor topográfico cuando los incrementos en la pendiente del terreno son significativos asociado ello a condiciones de escurrimiento libre.

CONCLUSIONES

El uso de modelos empíricos como lo es el caso de EUPS ha logrado un alcance general a la vez de aproximar datos cuantitativos de las pérdidas de suelo como consecuencia de la erosión hídrica, permitiendo en este caso la

modelación del espacio geográfico, mediante el uso de sensores remotos y software específicos para desplegar los resultados en el espacio geográfico analizado. Los predios observados, en este caso señalan el fuerte incremento del factor LS, potenciando las pérdidas de suelo en un agrosistema implantado en una región fisiográfica como Pedemonte y donde se observan desmontes realizados por arriba de la cota de 650 msnm, caracterizada por ser muy susceptible a los efectos de la erosión hídrica. Atendiendo esto a la planificación obligada a la hora de decidir el uso de los suelos en función de su índice de protección hidrológica.

BIBLIOGRAFÍA

- Alex, G. & Barrios R. 2005. Distribución Espacial del Factor LS (RUSLE) usando procedimientos SIG compatibles con IDRISI. Aplicación en una microcuenca andina. Revista Forestal Venezuela 44 Vol 1. Universidad de Los Andes. Venezuela. www.saber.ula.ve/bitstream/handle/123456789/24185/articulo44_1_6.pdf?sequence=1&isAllowed=y. 05/02/18.
- Almorox, J.; De Antonio, R.; Saa, A.; Cruz Díaz, M. & Gasco, J. M. 1994. Métodos de estimación de la erosión hídrica. Ed. Agrícola Española. 152 p.
- Christofoletti, A. 1999. Modelagem de sistemas ambientais. Editora Edgard Blucher LTDA. 236p.
- FAO. 1980. Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación. Roma.
- Gaitán, Juan; Navarro, María F.; Tenti Vuegen, Leonardo; Pizarro, María J.; Carfagno, Patricia; Rigo, Santiago. 2017. Estimación de la pérdida de suelo por erosión hídrica en la República Argentina. Instituto de Suelos. Centro de Investigación de Recursos Naturales (CIRN) Centro Nacional de Investigaciones Agropecuarias. INTA.
- Wischmeier, W. H. & D. D. Smith. 1965. Predicting rainfall erosion losses from Cropland East of Rocky Mountains. United States Department of Agriculture, Agricultural Handbook N° 282. Washington, D.C. 58 p.
- Zuccardi, Ramón B. & Guillermo Fadda. 1972. Mapa de Reconocimiento de Suelos. Publ. Especial Nº 3. Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucumán. 99p.
- Zuccardi, Ramón B. & Guillermo Fadda. 1985. Bosquejo Agrológico de la Provincia de Tucumán. Miscelánea N° 86. Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucumán. 51p.

C4P41. OBTENCIÓN DEL FACTOR R DE LA USLE CON EL INDICE MODIFICADO DE FOURNIER PARA LA REGIÓN NUCLEO PRODUCTIVA ARGENTINA

Donda, M.[1]; Gvozdenovich, J.[1,2]; Saluzzio M.[1] y Barbagelata P. [1,2]

[1]Facultad de Ciencias Agropecuarias (UNER); [2]INTA EEA Paraná. Ruta 11 km 12.5 (3101) Oro Verde. Entre Ríos gvozdenovich.jorge@inta.gob.ar

RESUMEN

La utilización de los recursos del ambiente con la finalidad de aumentar la producción de alimentos conservando la capacidad productiva del suelo, exige el uso de información y tecnologías actualizadas, procurando evitar la degradación del recurso, especialmente por erosión hídrica. El objetivo de este trabajo fue obtener los valores de la energía erosiva de las precipitaciones, factor R de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo, mediante el uso del Índice Modificado de Fournier (IMF) para la región núcleo productiva Argentina, y compararlos con los valores históricos. El trabajo se realizó mediante la recopilación de series históricas de datos pluviométricos mensuales de la red de observatorios meteorológicos del INTA, para 27 localidades distribuidas en 11 provincias, con el fin de comparar la variación del factor R actual (periodo 1987 a 2017) con los datos históricos (periodo 1989 a 2008). Los resultados demuestran que la mayor energía erosiva de la lluvia se concentra en el noreste del país, Cerro Azul, Posadas, Mercedes, Colonia Benítez y Reconquista con valores entre 800 y 950, Mj ha-^{1} mm h^{-1} año. Mientras que los valores menos erosivos se encuentran en General Pico, Manfredi, Santiago del Estero, Azul y Marcos Juárez, con valores que varían entre 500 y 560 Mj ha^{-1} mm h^{-1} año. Se concluye que el uso del IMF es una herramienta sencilla, de fácil implementación en zonas donde no se dispone de información de fajas pluviográficas. La potencialidad erosiva de las lluvias se incrementó un 27 % para 17 de las 27 localidades estudiadas, mientras que en 8 localidades se registró una disminución de la erosividad de las precipitaciones del 13 %.

Palabras claves: erosionabilidad, erosión, precipitación

INTRODUCCIÓN

Ante los nuevos escenarios de la producción, asociados al fuerte impacto del cambio climático sobre el uso de los recursos naturales, es necesario crear conciencia conservacionista, contemplando la preservación del medio ambiente de usos poco conservacionistas.

La degradación de los suelos productivos, principalmente por erosión hídrica, está asociado a la disminución de la fertilidad, contaminación del agua y escasa vegetación que proteja el suelo en los momentos de mayor intensidad, puntos fundamentales para el desarrollo sostenible. La única manera de evitar la destrucción de los recursos naturales de los que depende nuestro bienestar, es utilizarlos sin agotarlos (FAO 1996).

Desde 1940, se vienen estudiando estos procesos, desarrollando modelos para estimar el impacto de las intensidades de las precipitaciones en las pérdidas de suelo. En 1978, Wischmeier & Smith, desarrollaron la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE) de amplio uso en el mundo y en nuestro país. Es un modelo matemático que tiene en cuenta la erosividad de la lluvia, erosionabilidad del suelo, topografía, cobertura de los cultivos y prácticas de conservación.

De los factores que conforman la ecuación antes descripta, el factor erosionabilidad (R) es el de mayor importancia y peso en el resultado final (Orúe *et al.*, 2007). Debido a que representa la energía erosiva de cada tormenta relacionado con su intensidad. Estos elementos son fundamentales para desencadenar cualquier proceso erosivo, tomando como promotor inicial al impacto de la gota de lluvia sobre la superficie del suelo.

La obtención del factor R se realiza mediante lectura de fajas pluviométricas (Wischmeier, 1959), lo cual es una actividad poco practica y de difícil obtención, por este motivo, Arnoldus en 1978 propuso utilizar la metodología del Índice de Forunier (IF), modificándola (IMF), en la que se consideran no solo la precipitación mensual del mes más húmedo (IF), sino también los todos los meses del año.

Conocer la distribución de la energía erosiva de las lluvias en las zonas agrícolas del país, es fundamental para llevar a cabo estrategias de cuidado del recurso suelo, sobre todo si este incremento se basa fundamentalmente en el

cultivo de soja, el cual ocupa más del 53 % de la superficie agrícola. La superficie dedicada a cultivos anuales se ha expandido durante el periodo 1988-2002 a una tasa anual media superior al 0.27%, siendo en la región Pampeana donde se produjo el mayor crecimiento: 14.3% en Córdoba; 9.9% en Entre Ríos, 9.8% en Santa Fe, 6% en Buenos Aires, 4% en la región Chaqueña (Paruelo *et al*., 2005).

A nivel regional, la última actualización del factor R fue en el año 2005 (Saluso, 2008), mediante lectura de fajas pluviográficas. A nivel local (Entre Ríos), Crettaz *et al*. (2016), ajustaron y validaron en IFM para el departamento Paraná en la provincia de Entre Ríos, utilizando para su cálculo la base de datos agrometeorológicos de la EEA Paraná, para el periodo 1950-2014, obteniendo un muy buen ajuste entre el IMF y el factor R (R^2= 0,87).

La necesidad creciente de evitar pérdidas de suelo por erosión hídrica, el uso eficiente del agua y el aumento de la producción de alimentos conservando la capacidad productiva del recurso suelo, exige el uso de información y tecnologías permanentemente actualizadas. Por lo antes mencionado, el objetivo de este estudio fue obtener el Factor R de la USLE a través del IMF para la región núcleo productiva Argentina y compararlos con los valores históricos para observar el posible efecto del cambio climático.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este trabajo se desarrolló en la Estación Experimental Agropecuaria Paraná del INTA, mediante la recopilación de series históricas de datos pluviométricos mensuales de la red de observatorios meteorológicos del INTA para 44 localidades distribuidas en 11 provincias utilizadas para confeccionar el mapa final del factor R (Figura 2), aunque a los fines de comparar la variación del factor R del 1989-2008 vs 2017, se presentan en este trabajo solamente 27 localidades.

Se usó como referencia los datos publicados por Rojas et al. (1989) quienes analizaron el periodo 1985-1989 y posteriormente los de Saluso (2008) quién actualizó los valores R para más localidades, abarcando el período 1950 a 2005, mediante lectura de fajas pluviográficas. En la Tabla 1, se observan las 27 localidades publicadas por dichos autores, ordenadas en forma creciente por su valor R. También se presenta esa información en forma gráfica como isolíneas de valores R (Figura 1).

Tabla 1. Valores Factor R para periodo 1950-1989 y 1950-2005, adaptado de Rojas et al. (1989) y Saluso (2008).

Localidades	R	Localidades	R
Córdoba	363	Las Breñas	621
Laboulaye	379	Concepción	624
Manfredi	403	Banderas	646
Azul	406	Roque Sáenz Peña	656
Pehuajo	412	La Paz	705
Río Cuarto	445	Reconquista	809
General Pico	449	Monte Caseros	840
Marcos Juárez	520	Bella Vista	858
Pergamino	524	Concordia	867
Santiago del Estero	552	Mercedes	917
Malbran	566	Colonia Benítez	946
Rafaela	575	Posadas	1081
Gualeguaychú	596	Cerro Azul	1201
Paraná	621		

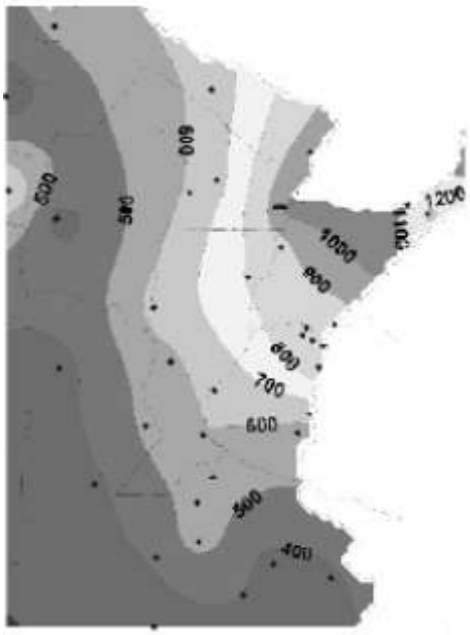


Figura 1. Mapa de Isolina del Factor R para periodo 1950-1989 y 1950-2005, adaptado de Rojas et al. (1989) y Saluso (2008).

La zona de estudio fue seleccionada por presentar características similares en cuanto al clima, con dos picos bien marcados en primavera y otoño, lo cual hace posible aplicar la metodología del Índice de Fournier (Fournier, 1960), modificado por Arnoldus (1978) . Otra característica similar entre las localidades seleccionadas, es que gran parte de la superficie de estas provincias están asociados a grandes riesgos de erosión hídrica actual y potencial.

El periodo comprendido para el análisis fue de un mínimo de 30 años (1996-2016), para todos los sitios evaluados, al ser un período relativamente largo, esperamos obtener un valor R confiable.

Se obtuvieron los datos de precipitación mensual y promedio histórico de las localidades en estudio y se aplicó la ecuación utilizada por Crettaz et al. (2016), basada en la metodología del Índice Modificado de Fournier (Arnoldus, 1978), la cual establece una relación entre la suma del cuadrado de las precipitaciones mensuales para un año, respecto de la precipitación media anual, tal como se expresa en la siguiente ecuación:

$$IMF_j = \frac{\sum_{i=1}^{12} P_{ij}^2}{P_m}$$

IMFj: Índice Modificado de Fournier, para el año j. Pij: Precipitación mensual del mes i (mm), del año j. Pm: Precipitación media anual (mm).

La ecuación utilizada fue:

$$R = 13{,}612 * IMF^{\,0{,}7722}$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 2 se observan los resultados de los valores R IMF actualizados para las localidades estudiadas, obtenidos con la metodología del IMF adaptada localmente. En dicha tabla se observa claramente que Cerro Azul, Posadas, Mercedes, Colonia Benítez y Reconquista son las que presentan la mayor energía erosiva de la lluvia superando los 800 Mj ha^{-1} mm h^{-1} año, con máximos de 924, coincidiendo con el noreste de la zona de estudio, similar a lo informado por Saluso en 2008.

En el otro extremo, con menores valores de energía erosiva, se encuentran las localidades General Pico, Manfredi, Santiago del Estero, Azul y Marcos Juárez con valores que varían entre 500 y 560 Mj ha^{-1} mm h^{-1} año (Tabla 2). Si bien

no hay una predominancia geográfica definida, se puede decir que estos menores valores de R ocupan una franja central, Oeste y Sur de la zona de estudio.

Tabla 2. Valor del factor R actualizado hasta 2016 con la metodología del IMF para 27 localidades.

Localidades	R IMF	Localidades	R IMF
General Pico	513	Gualeguaychú	669
Manfredi	554	Roque Sáenz Peña	671
Santiago del Estero	554	Paraná	677
Azul	558	Rafaela	685
Marcos Juárez	558	Concordia	768
Río Cuarto	582	Monte Caseros	769
Malbran	595	La Paz	775
Pehuajo	626	Bella Vista	798
Laboulaye	627	Reconquista	804
Córdoba	628	Colonia Benítez	822
Banderas	646	Mercedes	850
Concepción	647	Posadas	858
Las Breñas	651	Cerro Azul	924
Pergamino	655		

En la tabla 3 se presenta la variación de la energía erosiva de las precipitaciones, atribuible a un factor del cambio climático, comparando la erosividad promedio hasta el 2005 (Tabla 1) y la calculada 12 años después (Tabla 2). De las 27 estaciones meteorológicas estudiadas, se observó claramente que en 17 de ellas hubo un aumento de la energía erosiva de las precipitaciones.

Tabla 3. Comparación por localidad de la variación del valor del factor R para las 27 localidades en estudio.

Localidades	R	R IMF	Variación
Córdoba	363	628	73%
Laboulaye	379	627	65%
Manfredi	403	554	37%
Azul	406	558	37%
Pehuajo	412	626	52%
Río Cuarto	445	582	31%
General Pico	449	513	14%
Marcos Juárez	520	558	7%
Pergamino	524	655	25%
Santiago del Estero	552	554	0%
Malbran	566	595	5%
Rafaela	575	685	19%
Gualeguaychú	596	669	12%
Las Breñas	621	651	5%
Paraná	621	677	9%
Concepción	624	647	4%
Banderas	646	646	0%
Roque Sáenz Peña	656	671	2%
La Paz	705	775	9.9%
Reconquista	809	804	-1%
Monte Caseros	840	769	-8%
Bella Vista	858	798	-7%
Concordia	867	768	-11%
Mercedes	917	850	-7%
Colonia Benítez	946	822	-13%
Posadas	1081	858	-21%
Cerro Azul	1201	924	-23%

R: valor del factor R para el periodo 1950-1989 y 1950-2005, adaptado de Rojas et al. (1989) y Saluso (2008). R IMF: valor del factor R con la metodología del IMF. Rojo: aumento. Amarillo: neutro. Verde: disminución.

Con menos del 10 % de aumento en el factor R se encontraron a Marcos Juárez, Malbran, Las Breñas, Paraná, Concepción, Roque Sáenz Peña y La Paz. Con valores entre el 10 y 50 % de aumento de la energía erosiva, se registraron a Manfredi, Azul, Río Cuarto, General Pico, Pergamino, Rafaela y Gualeguaychú. Mientras que con aumentos extremos del factor R se encuentran las localidades de Córdoba (73 %), Laboulaye (65 %) y Pehuajo (52 %).

Se registraron dos localidades que no presentaron variación, como Santiago del Estero y Banderas. Mientras que 8 localidades presentaron una disminución de la energía erosiva de las precipitaciones, con variaciones del - 1 a -23 %. Al revisar estos sitios encontramos que el volumen promedio anual precipitado no disminuyó, se mantuvo dentro del promedio histórico para cada caso.

En la figura 2 se observa el nuevo mapa de Isolíneas de la energía de la lluvia, R, actualizado hasta el año 2017. Coincidente a lo observado en la Tabla 2, los valores varían, aumentando desde el sur hacia el noreste, desde valores de R menores a 500 a más de 900.

Se advierte una gran variación geográfica de este a oeste, con más del 30 % de incremento en la potencialidad erosiva de las precipitaciones. Esta variación observada indica la necesidad de contar con valores de R actualizados para poder ser aplicados en la ecuación universal de pérdida de suelo.

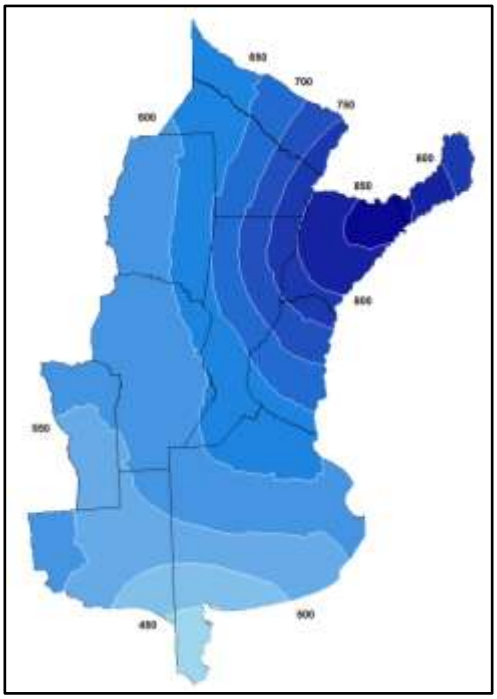


Figura 2. Distribución geográfica del factor R promedio de 30 años obtenido con la ecuación del índice Modificado de Fournier.

CONCLUSIONES

Se presentan los valores del factor R de la Ecuación Universal de Perdida de Suelo para 27 localidades de la República Argentina calculados con el Índice Modificado de Fournier.

La potencialidad erosiva de las lluvias se incrementó en el orden del 27 % para 17 de las 27 localidades estudiadas, mientras que en 8 localidades se registró una disminución de la erosividad de las precipitaciones del orden del 13 %.

Se presenta el mapa de Isolíneas de la energía erosiva de la lluvia distribuida geográficamente para la zona núcleo agrícola argentina.

El uso del IMF es una herramienta sencilla, de fácil implementación en zonas donde no se dispone de un registro de fajas pluviográficas.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a Gloria Pausich por la elaboración de los mapas y en el aporte de los datos de precipitación a Gimena Bentancourt y Monica Moretto de AER Villa María, Gustavo Gerlero y Noelia Continelli de AER Malbran, Pablo Cejas y Gustavo Coronel de AER Bandera, Facundo Colombo y Martin Delfo Paez de AER Tostado, Hector Vera y Eduardo Alberto de AER Laguna Blanca, Oscar Ayala y Carmen Peralta de AER El Colorado, Esteban Bacik de EEA El Colorado, Edgardo Lombardo y Sergio Olivieri de AER Monte Caseros, Mario Almirón de EEA Bella Vista, Jose Olinuck de EEA Cerro Azul, Karina Gimenez y Joaquin Casco de AER Santo Tomé, Ivana Diruscio y Diego Cariola de AER San Cristóbal, Graciela Cazenave del Instituto de clima y agua y a Néstor Garciarena de EEA Paraná.

BIBLIOGRAFÍA

- Arnoldus, H.M.J. 1978. An approximation of the rainfall factor in the universal scít loss equation. In Assesment of erosion, M. de Boodt and D. Gabriels (eds), John Wiley & Son, ew York. pp. 127- 132.
- Crettaz, E; JJ Gvozdenovich & M Saluzzio. 2015. Calculo del factor R de la USLE a través del índice modificado de Fournier. XXV Congreso argentino de la ciencia del Suelo. "Ordenamiento Territorial: un desafío para la Ciencia del Suelo". Río Cuarto, 27 de junio - 01 de Julio de 2016.
- FAO 1996. ECOLOGIA Y ENSEÑANZA RURAL. Nociones ambientales básicas para profesores rurales y extensionistas. Estudio FAO Montes 131. http://www.fao.org/docrep/006/W1309S/w1309s00.htm#TopOfPage
- Fournier, F.1960. Climat et érosion. Ed. Presses Universitaires de France. París. 202pp.
- Orúe, ME; P Laterra & F Cabria. 2007. Expansión de la frontera agrícola en Argentina y erosión hídrica: mapas de riesgo utilizando el modelo USLE con apoyo de SIG. TELEDETECCIÓN_Hacia–un mayor entendimiento de la dinámica global y regional.
- Paruelo, JM; JP Guerschman & SR Verón. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. Ciencia hoy, 15(87), 14-23.
- Rojas AE de; AA Conde & RF Moresco. 1976. Determinación del índice de erosividad de las lluvias para algunas localidades de Entre Ríos, Santa Fe y Buenos Aires. INTA IDIA. Suplemento Nº 33:709-713.
- Rojas, AE & AA Conde. 1985. Estimación del factor "R" de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelos para el centro-este de la República Argentina. Ciencia del Suelo, 3, 85-94.
- Saluso, JH. 2008. Actualización del factor R de la ecuación universal de pérdida de suelo (EUPS) para una amplia zona del país. Período 1950/2005. Serie extensión nº51 - septiembre de 2008. Agricultura sustentable. Actualización técnica. p. 49-53.
- Wischmeier, WH & DD Smith. 1958. Rainfall energy and its relationship to soil loss. Eos, Transactions American Geophysical Union, 39(2), 285-291.
- Wischmeier, WH & DD Smith. 1978. Predicting rainfall erosion losses. USDA. Agricultural Research Service Handbook 537. 58 pp.

C4P42. EVALUACIÓN DE CARBONILLA PARA REUTILIZACIÓN COMO SUSTRATO

Dorneles, Mónica E.[1]; Heyde, Walter[2]; Ferrari Usandizaga, Silvana C.[3]y Fernández López, Carolina[3]

[1]Pasante Facultad de Ciencias Agrarias UNNE. [2] Técnico particular. [3]Investigadora INTA EEA-Corrientes. CC57. 3400. Corrientes. fernandez.carolina@inta.gob.ar

RESUMEN

El carbón vegetal producido en Argentina en general se realiza a escala familiar en hornos tipo media naranja, de barro y bajo un proceso de pirólisis anaeróbico controlado. Este proceso, equivalente a la producción de *Biochar*, desarrollado en los últimos años a nivel internacional, ha llevado como parte del Proyecto de INTA "Aprovechamiento de residuos para aumentar el reciclado en el suelo. Sumideros de carbono y emisiones del suelo" a plantear el estudio de la calidad de carbonilla (diámetro equivalente menor a 3cm y mayor a 2mm) como sustrato para cultivos intensivos en pos de la producción agroecológica más sustentable. El objetivo del presente trabajo fue determinar la influencia de dos tamaños de carbonilla sobre algunas propiedades físicas de un sustrato con una planta índice (*Lactuca sativa*). Para ello se utilizó un sustrato producido con base en el suelo del lugar (arenoso) con mezcla de un 40% de estiércol vacuno estabilizado por lavado; dando un contenido inicial de: 25,1 g. kg^{-1} de Carbono Orgánico, 12,85 $cmol.kg^{-1}$ de capacidad de intercambio catiónica y pH de 7,8. El ensayo se dividió en 5 tratamientos en macetas de 1 litro, con tres repeticiones de cada uno. El Tratamiento 1 (T1) fue Mezcla suelo/estiércol (S/E) en 100% y en los tratamientos 2 a 5 se utilizó carbonilla con dos tamaños de partícula: Gruesa (CG) (entre 3cm y 1cm) y Fina (CF) (entre 1cm y 2mm): Tratamiento 2 (T2) S/E 60% : CG 40%, Tratamiento 3 (T3) S/E 60% : CF 40%, Tratamiento 4 (T4) S/E 40% : CG 60%, Tratamiento 5 (T5) S/E 40% : CF 60%. Se estimó el porcentaje germinación de la planta índice utilizando 20 semillas por maceta. Se determinó el contenido de Agua a Capacidad de Campo (CC). Obteniéndose un 17,3% de agua a CC para el tratamiento testigo. Con el agregado de carbonilla se incrementó la retención, observándose un mayor efecto en los tratamientos con CF (28,75% en el T3 y 36,22% en el T5) respecto de los con CG (19,74% en el T2 y 20,05% en el T4). La germinación fue de un 75% en el T1, y para los otros tratamientos siguió el orden de T4 (67%)>T1 (47%)>T2 (45%)>T3 (43%), en el T4 el desvío estándar fue mínimo (±1,15). Por todo esto se determinó que el tratamiento de 40% de mezcla y 60% de carbonilla fina (entre 1cm y 2mm) es el más indicado para aumentar la retención de agua y favorecer la germinación, esperándose además una mayor capacidad de regulación térmica. Se continuarán los ensayos para corroborar si estas proporciones también son las más indicadas en las etapas sucesivas del cultivo intensivo.

Palabras claves: retención de agua, germinación, suelo arenoso.

C4P43. RELACIÓN ENTRE LA PRECIPITACIÓN Y VARIABLES EDÁFICAS Y BIOLÓGICAS DE HUMEDALES DE LA PATAGONIA ÁRIDA Y SEMIÁRIDA.

Enriquez, Andrea Soledad[12] y Cremona, María Victoria[2]

[1]CONICET CCT PATNOR; [2]EEA INTA Bariloche. Modesta Victoria 4450. Bariloche. Río Negro. Argentina. enriquez.andrea@inta.gob.ar

RESUMEN

Patagonia Norte cuenta con un marcado gradiente de precipitación en sentido Oeste-Este, donde distintos tipos de humedal pueden encontrarse. Particularmente, la región árida y semiárida contiene un tipo de humedal conocido localmente como mallín, que proporciona servicios ecosistémicos clave para el desarrollo y la sostenibilidad de los entornos rurales. Como los escenarios para 2090 en esta región predicen un aumento en la temperatura media anual y una modificación en los regímenes hídricos, este estudio pretende identificar la vinculación entre distintos niveles de precipitación con diferentes parámetros de calidad ecosistémica. Para esto, evaluamos la relación ente parámetros del suelo y el aporte de agua a través de estudios observacionales de 20 mallines ubicados en nueve puntos de un gradiente de precipitación que abarca desde 170 a 640 mm año^{-1}. Los resultados mostraron que la precipitación media anual (PMA) se asocia con diferentes relaciones a los parámetros medidos: productividad primaria neta (R^2= 0,38; coeficiente de correlación-CC=0,19); carbono orgánico del suelo (R^2= 0,54; CC=0,71), nitrógeno total (R^2= 0,45; CC=0,69), pH (R^2=0,67; CC=-0,81) y CE (R^2= 0,57 y CC=-0,55). En estos mallines áridos y semiáridos, la PMA tiene un grado de influencia, pero la hidrología local puede tener un papel relevante respecto a lo que sucede en humedales de la región Cordillerana, donde la lluvia es un factor predominante. En el marco del cambio climático y sumado el uso inadecuado histórico de la tierra, nuestros resultados reflejan la necesidad de explorar nuevas estrategias de gestión integral-adaptativa-específica para alcanzar un uso sostenible y/o la conservación de los humedales de la Patagonia Norte.

Palabras claves: Mallines Patagónicos. Cambio Climático. Uso sustentable

INTRODUCCIÓN

En el estudio de los humedales, se reconoce que el agua es el factor que define muchas de las propiedades de estos ecosistemas, como las condiciones del suelo o la vegetación que allí se desarrollan (Mitsch & Gosselink, 2000). Sin embargo, existen otras propiedades del ecosistema que también definen su estructura y funcionamiento y que naturalmente deberían ser consideradas para un abordaje integral del tema.

En Patagonia Norte, se han realizado estudios de aspectos ecohidrológicos de humedales ubicados a largo de un amplio gradiente de precipitación Oeste-Este (4000-150 mm año^{1}), encontrando que este patrón de lluvias se relaciona con el tipo de humedales que pueden desarrollarse en cada sector (Chimner *et al*., 2011), pudiéndoselos separar en dos grandes grupos: aquellos alimentados principalmente por agua de precipitación y deshielo (al Oeste) y aquellos alimentados principalmente por agua de escurrimiento superficial y sub-superficial (al Este). Además, señalan la importancia de la precipitación en la estructura y función de estos ambientes y sugieren que cualquier cambio en la precipitación causará cambios significativos en estos.

El hidroperíodo se define a partir del momento, duración y frecuencia en que ocurre la inundación en un humedal y es una medida común que resume la dimensión temporal de la "disponibilidad de agua" en estos sistemas y puede o no estar asociada a las precipitaciones. Esta variable por sí sola muchas veces no es suficiente para explicar el funcionamiento de un humedal, sino que es necesario considerar otras propiedades relevantes tales como las dimensiones del humedal, su posición en el paisaje, las fuentes de agua y su composición elemental, el balance de sedimentos o el ciclo biogeoquímico. Resulta interesante entonces evaluar qué otros factores son también responsables de cambios funcionales, considerando no solo las diferencias entre los extremos húmedo y seco de distintos tipos de humedal sino también la forma en que actúan dentro de un mismo tipo de humedal.

Dado que distintos tipos de humedales funcionan de manera diferente y que su funcionamiento responde a las dinámicas naturales modificadas o no por el hombre, en este trabajo pretendemos enfocarnos en los humedales ubicados en la región semiárida-árida de Patagonia Norte (700-150 mm año^{-1}), clasificados como mallines. Estos ecosistemas proporcionan recursos naturales y servicios ecosistémicos clave para el desarrollo y la sostenibilidad de los entornos rurales (Enriquez *et al*., 2014, 2015, 2017). En las regiones más secas, las prácticas de manejo sostenible de la tierra son

especialmente necesarias, por lo que comprender cuáles son los factores que influyen sobre su estructura y funcionamiento puede dar pautas más claras de conservación, uso sustentable o restauración a la luz del cambio climático que se pronostica se profundizará en el futuro cercano.

Objetivo: identificar la relación entre la precipitación media anual y parámetros biológicos (productividad primaria neta) y edáficos (carbono orgánico, nitrógeno total, pH y conductividad eléctrica) en una serie de 20 mallines de distinta clase ubicados en regiones áridas y semiáridas de Patagonia norte.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se estudiaron 20 mallines de distintas clases ("dulces" y "salinos" e "hiper-húmedos, húmedos y sub-húmedos") en 13 sitios ubicados en 9 puntos del gradiente Oeste-Este de precipitación de Patagonia Norte, Argentina, y dentro de dos regiones ecológicas distintas que abarcan precipitaciones medias anuales (PMA) entre 650 y 170 mm año^{-1} (Tabla 1). La temperatura media anual para todas las ubicaciones fluctúa en el rango 7-10 ºC (Tabla 1). En toda la región, la precipitación (lluvia y nieve) se concentra en los meses de invierno (mayo-agosto) mientras la temporada de crecimiento vegetal (diciembre) es seca.

Tabla 1. Caracterización general de los mallines estudiados en el gradiente de precipitación Oeste-Este (650 y 170 mm año^{-1}). PMA: precipitación media anual. TMA: temperatura media anual.

Región Ecológica*	Sitio	Clase mallín	Latitud	Longitud	PMA	TMA	Profundidad muestreo
Precordillera	Ea. Huechaue	H	s/d	s/d	640	9	0-20
		SH	s/d	s/d		9,7	0-20
	Chimehuín	H	40º05´13.4´´	70º54'03.5´´	640		
		SH				7,5	0-20
	San Ramón	H	41º02´34.6"	71º04´19.6´´	638	9,8	0-20
		SH					
	Cholila	H	42º 25´ 52´´	71º 19´6´´	527	9,8	0-20
Sierras y Mesetas Occidentales	Casa de Piedra	H	41º10'50.4´´	70º28' 4.63´´	290		
	Cañadón Bonito	H	41º00'24.9´´	70º28'24.63´´	270	8,8	0-20
		HH					0-20
	Puesto Blanco	HH	41º03´42.9"	70º30´55.9´´	269	9	0-20
		SH					0-20
	CEP-Arriba Casco	H	41º02'38.2´´	70º35'59.5´´	269		0-20
Sierras y Mesetas Orientales	Quintupanal	H	41º16'52.3´´	70º26'38.1´´	240		0-20
		SH				7,7	0-20
	Leleque	HH	44º1047´´	70º33´20´´	237		0-20
		SH				7,7	0-30
	Viña	H	41º35´19.4´´	69º22´39.0´´	170	9	0-20
	Merelles	HH	41º20'00.2´´	69º39'24´´	170		0-30
	Areche	H	41º44'27.6´´	69º27'5.3´´	170		0-20

* Godagnone y Bran (2009)

En cada humedal se trazaron tres transectas a lo largo de las cuales se tomaron con barreno 5 muestras de suelo (compuestas de 3 submuestras cada una) a 0-20 cm o 0-30 cm de profundidad (Tabla 1). En el laboratorio de Suelos y Aguas EEA INTA Bariloche se analizó carbono orgánico total-COS (Walkley & Black, 1934), nitrógeno total-Ntotal (Kjiehldal), pH y conductividad eléctrica-CE (en relación agua-suelo 1:2.5). Se determinó la productividad primaria neta aérea-PPNA anual mediante 20 cortes (cuadro de Doubenmire) en el momento de máximo crecimiento vegetal (febrero a marzo) y posterior clasificación manual en seco (se eliminó material gris, muerto).

Los datos de precipitación y temperatura se obtuvieron en todos los casos de estaciones meteorológicas cercanas a los sitios de muestreo.

Análisis de datos

La relación entre la PMA y cada una de las variables estudiadas se halló de manera independiente. En todos los casos se buscó modelar la relación de la manera más sencilla, utilizando regresiones lineares o no lineales simples (polinomio hasta grado dos), utilizando el coeficiente de determinación (R^2) como medida de bondad de ajuste de los datos al modelo elegido.

El grado de relación de todas las variables entre sí se analizó utilizando una correlación (coeficiente de correlación de Pearson).

El paquete estadístico utilizado fue el Infostat V 2017 (Di Rienzo *et al*,.2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se encontró que la precipitación media anual-PMA se relaciona (a través de distintos mecanismos) con i) propiedades biológicas, como la producción primaria neta aérea-PPNA, ii) propiedades bioquímicas, como el contenido de carbono orgánico-COS y nitrógeno-Ntotal del suelo y iii) propiedades fisicoquímicas, como el pH y la conductividad eléctrica-CE.

Propiedades biológicas: Productividad primaria neta aérea

Se utilizó un modelo polinómico de grado 2 con R^2= 0,36, como modelo de ajuste general entre PMA y PPNA, para el rango total estudiado (170 - 670 mm); las productividades registradas en ese rango oscilan entre los 100 y 700 g m^{-2} $año^{-1}$ (Figura 1). El primer intervalo de precipitaciones (100-400 mm) se asoció de manera independiente a una regresión lineal con un R^2=0,4 y con una pendiente de 2,5 (Figura 1). En el segundo rango (290 a 670 mm) la productividad decae.

Milchulnas & Laurenroth (1993) generaron un modelo de ajuste lineal (modelo M&L), con un R^2= 0,56 y pendiente de 0,65 entre la PPNA de una gran variedad de pastizales que reciben entre 200 y 1000 mm de precipitación anual y cuya producción se registra en el rango 50 a 600 g m^{-2} $año^{-1}$ (Figura 1). Relacionando el modelo de este trabajo con el modelo M&L, podemos observar que la PPNA de mallines destaca respecto de la de los pastizales desarrollados sobre suelos zonales, al menos en el primer intervalo de precipitaciones (Figura 1). Esto pone de manifiesto la intrazonalidad de los mallines, que generan productividades 10 a 20 veces mayores respecto de los pastizales de los ambientes que los rodean (López *et al*., 2005), pero también respecto de pastizales de otros lugares del mundo que reciben precipitaciones medias regionales similares. En el segundo rango (290 a 670 mm) la productividad decae, probablemente debido a los efectos indirectos del exceso de humedad, como el bajo nivel de oxígeno en el suelo o la pérdida de nutrientes por lixiviación (Chapin *et al*., 2002).

Con el modelo aquí presentado, la PMA explica entre un 36% y un 40% de la variabilidad de la PPNA en mallines; el 18% restante para alcanzar el 56% de la variabilidad PPNA explicada por agua disponible en suelo en el modelo M&L, estaría asociado al aporte de agua lateral, desde ambientes circundantes de pendientes relativas más altas, lo que genera intrazonalidad. El 44% de la variabilidad de la PPNA restante (como pasa también para el modelo M&L), estaría explicada por la interacción de muchos otros factores, como por ejemplo otros aportes de agua al suelo no explicada por la PMA, la eficiencia en el uso del agua, la temperatura, la fertilidad del suelo o el fotoperiodo, ente otros.

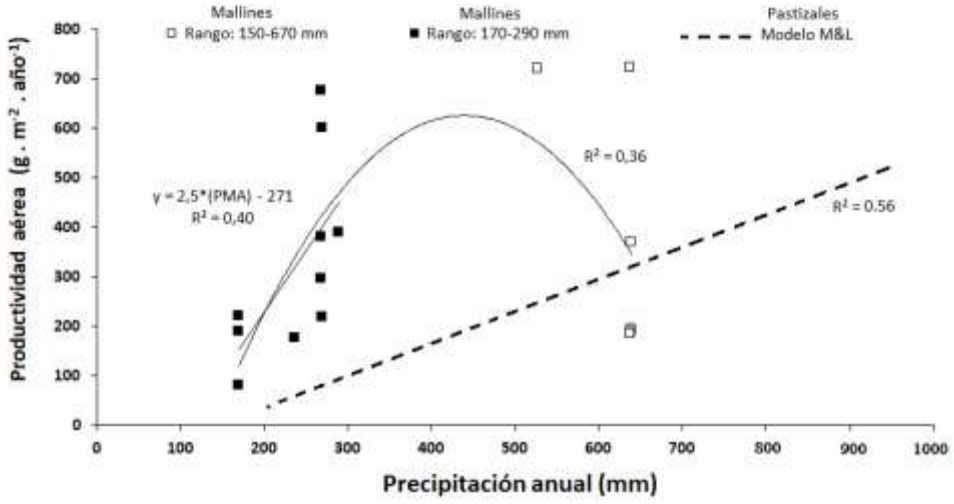


Figura 1. Relación ente la precipitación media anual histórica y la productividad primaria neta para mallines de Patagonia Norte árida y semiárida (línea sólida) y pastizales del modelo espacial de Milchulnas & Laurenroth (1993) (línea punteada).

Propiedades bioquímicas: carbono orgánico del suelo

Se encontró una relación lineal entre la PMA y el COS de, en promedio, R^2= 0,54 (Figura 2.A). En este trabajo, se observaron dos grupos de mallines con tendencias distintas que fueron analizadas por separado: con desarrollo húmedo y

sub-húmedo (R^2= 0,49 y pendiente= 0,12) y los híper-húmedos (R^2= 0,58 y pendiente= 0,61). En cualquiera de los dos casos, los mallines con mayor aporte de humedad (ya sea por precipitación o por fuerte aporte de flujos laterales) generan suelos más ricos en materia orgánica que sitios con menores aportes de agua por precipitación y escorrentía.
Chimner *et al.* (2011) hallaron una relación lineal de R^2= 0,91 entre materia orgánica del suelo y la PMA, para diferentes tipos de humedal ubicados en el rango 4500-150 mm año^{-1} de Patagonia Norte. En este trabajo, el coeficiente de correlación general mostró una vinculación positiva y significativa del 71% entre la PMA y el COS en mallines (Tabla 2), pero la regresión lineal fue de R^2= 0,54. Estos resultados muestran una asociación entre el agua de lluvia y el COS en mallines, pero también sugieren que otro/s factor/es además de la PMA tienen influencia sobre esta variable, que explicarían el 46% restante de la variabilidad del COS almacenado en el suelo de estos ambientes.

Como la acumulación de carbono en los ecosistemas depende del balance entre el ingreso de carbono al sistema a través de la fotosíntesis (productividad primaria neta-PPN) y las pérdidas de carbono mediante respiración o disturbios, se puede inferir que, en este tipo de humedales, alrededor del 54% de la variabilidad del contenido de COS estaría explicado por la PMA, a través de su influencia sobre parte de la PPN. El resto del porcentaje no vinculado a la PMA puede explicarse a través de la partición de diferentes fracciones, tres de las cuales podrían ser: a) la elevada PPN subterránea, que llega a representar el 87% de la PPN total en estos ambientes (Enriquez el., 2015), b) las lentas tasas de descomposición de la materia orgánica estimadas para los mallines (Enriquez *et al.*, 2016) y c) la porción de carbono proveniente desde la PPNA desarrollada a partir del agua extra que reciben estos ambientes de los aportes de escurrimientos laterales superficiales y subsuperficiales desde ambientes circundantes de pendientes relativas más altas, y que influyen de manera variable sobre la productividad (Figura 1).

Propiedades bioquímicas: nitrógeno total del suelo

Como más del 95 % del nitrógeno total del suelo proviene de la materia orgánica (Brady y Weil, 2002), se encontró una relación lineal entre la PMA y el contenido de Ntotal con un R^2 promedio= 0,45 (Figura 3.B) y coeficientes de correlación entre la PMA y el Ntotal de 69% y entre Ntotal y COS del 96% (Tabla 2). Al igual que para el COS, se analizaron por separado los mallines húmedos y sub-húmedos (R^2= 0,49 y pendiente= 0.01) de los híper-húmedos (R^2= 0.41 y pendiente= 0,032). La relación C:N promedio fue hallada en 14, factor que indica la acumulación del carbono en el suelo y que podría generar una leve inmovilización N, pero no tan elevada como para provocar déficit de nutrientes para el desarrollo de las plantas, función ecosistémica importante de estos ambientes desde el punto de vista forrajero.

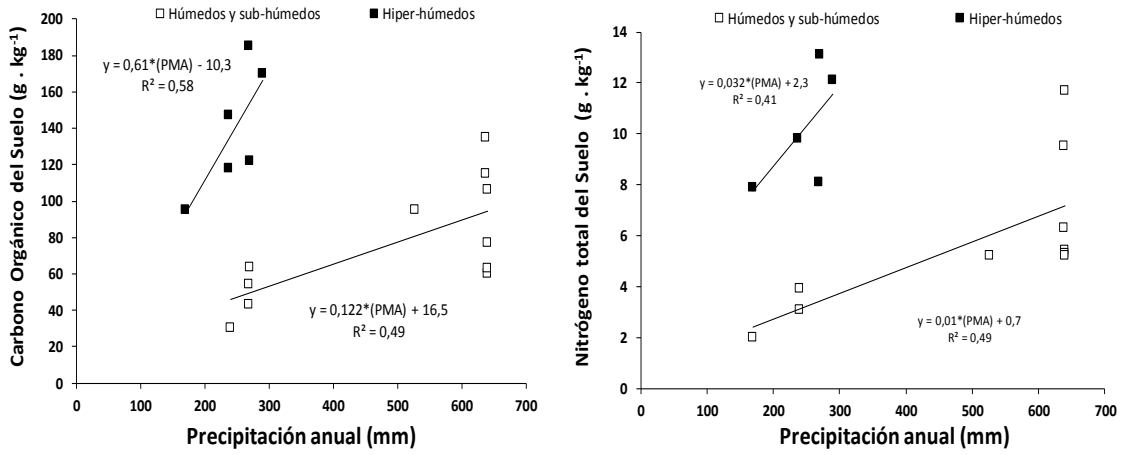


Figura 2. Relación ente la precipitación media anual histórica y A) carbono orgánico del suelo y B) nitrógeno total del suelo.

Propiedades fisicoquímicas: conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica es una medida indirecta de la cantidad de sales disueltas en la solución del suelo. En este trabajo, se encontró una relación entre PMA y CE a través de un modelo lineal (R^2= 0,57 y pendiente=-0,001) (Figura 3.A) y de coeficientes de correlación que muestran una vinculación negativa entre PMA y CE del 55% (Tabla 2). Este patrón estaría respondiendo a aspectos relacionados al balance hídrico del mallín. Al igual que lo establecido por Chimner *et al*. (2011), se considera que los mayores valores de CE en las áreas más secas pueden atribuirse al lento movimiento de agua que se combina con una alta tasa de evapotranspiración y bajas precipitaciones que impiden que los suelos se laven y que promueve que las sales se acumulen en el perfil.

Propiedades fisicoquímicas: pH

Se encontró una relación entre PMA y pH a través de un modelo lineal (R^2= 0,67 y pendiente= -0,004) (Figura 3.B) y coeficientes de correlación que muestran una vinculación negativa entre PMA y el pH del 81% (Tabla 2). Los valores de pH se relacionaron negativamente con el gradiente de precipitación, con un valor máximo de 9,5 en el mallín de Viña de Ingeniero Jacobacci, hasta valores de 6,2 en Eª San Ramón de Bariloche. Este patrón es similar al encontrado por Lanciotti *et al.* (1992) en un gradiente de mallines en Sierras y Mesetas y por Broquen *et al.* (2005) en un gradiente de suelos no hídricos en el SE de Neuquén.

De esta manera, los diferentes valores de pH hallados para los mallines estudiados en este trabajo, se asocian al Este con alcalinidad y al Oeste con pH neutro a ligeramente ácido. Este patrón puede deberse, por un lado, a que pH de neutros a alcalinos se asocian a menores contenidos de materia orgánica del suelo (mayor predominio de la fracción mineral) (Figura 2.A) y/o a la presencia de sales en el perfil producto de balances hídricos negativos (Figura 3.A). Por otro lado, los valores neutros a ligeramente ácidos pueden atribuirse al mayor contenido de materia orgánica en el suelo (Figura 2.A) debido a la mayor concentración de protones (H^+) en el medio. Además, los sitios con mayor cantidad de precipitaciones pueden manifestar mayor lixiviación de cationes básicos y aumento de la proporción de H^+ en el complejo de intercambio del suelo.

El pH y la CE se relacionaron positivamente entre sí mediante coeficientes de correlación del 64%, mientras que con el COS se vincularon de manera opuesta, siendo el coeficiente de relación COS-pH de 80% y de COS-CE de 68% (Tabla 2).

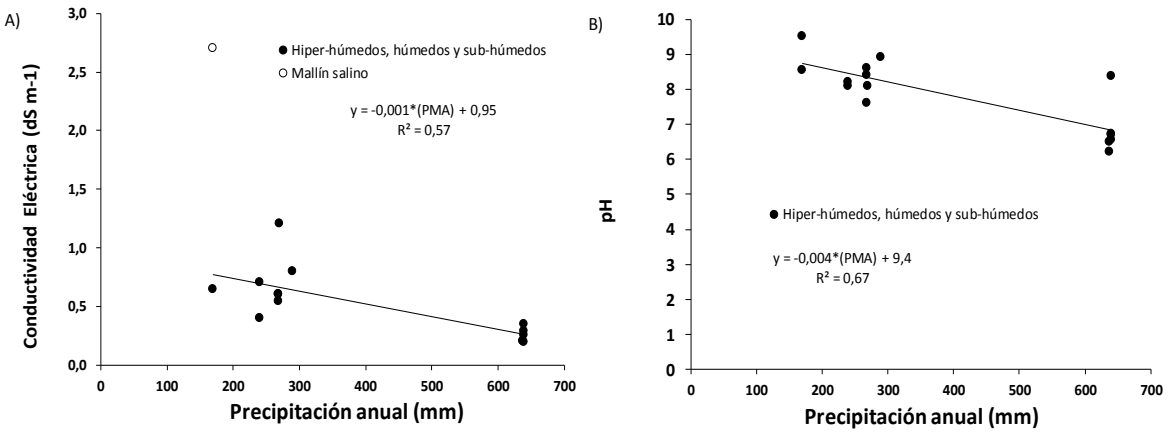


Figura 3. Relación ente la precipitación media anual histórica y A) el pH del suelo y B) la conductividad eléctrica del suelo.

Tabla 2. Coeficiente de correlación de Pearson: coeficiente (probabilidades, p<0,05).

	PPNA	COS	Ntotal	pH	CE
PMA	0,19(0,47)	0,71(0,01)	0,69(0,02)	-0,81(2,30E-4)	-0,55(0,03)
PPNA		0,45(0,26)	0,45(0,26)	-0,26(0,42)	0,04(0,9)
COS			0,96(2,20E-6)	-0,8(0,01)	-0,68(0,05)
Ntotal				-0,77(0,01)	-0,65(0,06)
pH					0,64(0,01)

CONCLUSIONES

En el marco del cambio climático que se vive en la región y que se espera se profundice en el futuro cercano a través de aumentos en la temperatura media y reducciones en la precipitación (IPCC, 2014), la relación encontrada entre la precipitación con algunas variables de la estructura y funcionamiento de los humedales áridos y semiáridos de

Patagonia Norte se hace relevante. Además, como un importante porcentaje de estas funciones parecen ser atribuibles al aporte de agua desde la periferia de los mallines, se insta a poner énfasis en el estudio integral de la cuenca el mallín en su abordaje. Estas relaciones, sumado el uso inadecuado histórico que se ha hecho de estos pastizales (Enriquez *et al*., 2015), reflejan la necesidad de explorar nuevas estrategias de gestión adaptativa-específica e integral para alcanzar un uso sustentable y/o la conservación de los humedales de la Patagonia Norte árida y semiárida, en los próximos años.

AGRADECIMIENTOS:

Los autores agradecen a las estancias San Ramón, El Cóndor, Casa de Piedra, Quintupanal y La Juanita y al Campo Experimental INTA Pilcaniyeu, por autorizar muestreos dentro de sus dependencias. Agradecemos también al laboratorio de Suelos y Aguas de EEA INTA Bariloche, por los análisis realizados por los autores en esas instalaciones. El trabajo fue parcialmente financiado por CONICET y por INTA (PNSUELO-1134042).

BIBLIOGRAFÍA

- Brady NC & RR Weil. 2002. The Nature and Properties of Soils. 13th ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.

- Broquen P, JC Lobartini, F Candan & G Falbo. 2005. Allophane, aluminium, and organic matter acumulation across a bioclimatic sequence of volcanic ash soils of Argentina. Geoderma 129:167-177.
- Chapin FS, PA Matson & HA Mooney (Eds). 2002. Chapter 6. Terrestrial Production Processes. In: Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology. Springer-Verlag New York, Inc.
- Chimner RA, GL Bonvissuto, MV Cremona, JJ Gaitan & CR López. 2011. Ecohydrological conditions of wetlands along a precipitation gradient in Patagonia, Argentina. Ecol. Austral 21:329–337
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión 2017. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- Enriquez AS. & MV Cremona. 2017. Testing particulate organic carbon in Patagonian wet and mesic meadows and it use as a sensitive indicator of soil degradation due to overgrazing. Wetland Ecol Manage. DOI: 10.1007/s11273-017-9577-4.
- Enriquez AS & MV Cremona. 2016. Mecanismos implicados en el secuestro de carbono en suelos de mallines de Patagonia norte. Actas del XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo (CAACS). Río Cuarto, Córdoba, Argentina.
- Enriquez AS, R Chimner, P Diehl, MV Cremona & GL Bonvissuto. 2015. Grazing intensity levels influence C reservoirs of wet and mesic meadows along a precipitation gradient in Northern Patagonia. Wetlands Ecol Manage 23:439-451.
- Enriquez AS, R Chimner & MV Cremona. 2014. Long-term grazing negatively affects nitrogen dynamics in Northern Patagonian wet meadows. J Arid Environ 109:1-5.
- Godagnone ER & DE Bran. 2009. Inventario integrado de los recursos naturales de la Prov.de Río Negro. Ed. INTA, 392.
- IPCC**.** 2014 b. Cambio climático 2014: Impactos, adaptación y vulnerabilidad – Resumen para responsables de políticas. Contribución del Grupo de trabajo II al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea y L.L. White (eds.)]. Organización Meteorológica Mundial, Ginebra, Suiza, 34 págs. (en árabe, chino, español, francés, inglés y ruso).
- Milchunas D- G & WK Lauenroth. 1993. Quantitative Effects of Grazing on Vegetation and Soils Over a Global Range of Environments. Ecol Monogr 63:327-366.
- Mitsch WJ & J Gosselink. 2000. Wetlands. 4a Ed. John Wiley and Sons. New York.
- Lanciotti ML, GL Bonvissuto, JP Bellati & RC Somlo. 1992. Recopilación bibliográfica de mallines, suelos, vegetación y pastizales, fauna silvestre y manejo nutricional de animales domésticos y silvestres. Series: Comunicaciones Técnicas. ISSN 1667-4014. EEA INTA Bariloche. 16 pp.
- López C, JJ Gaitán, JA Ayesa, GL Siffredi & DE Bran. 2005. Evaluación y clasificación de valles y mallines del Sudoeste de Río Negro. Área de Recursos Naturales Relevamiento integrado. INTA EEA Bariloche Comunicación Técnica 97:1–27
- Walkley A & IA Black. 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the cromic titration method. Soil Sci 34:29–38

C4P44. EFECTOS DE CLAUSURAS ESTIVALES SOBRE LA CALIDAD DEL SUELO EN CAMPOS COMUNALES DEL CHACO SANTIAGUEÑO

Facio, Facundo.[1,3]; Fernandez, Patricia.L.[1,4]; Brasiolo, Miguel.M.[2]; Cotroneo, Santiago.M.[1] y Jacobo, Elizabeth.J.[1]

[1]Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Avenida San Martín 4453. Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Argentina.
[2]Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Santiago del Estero. Avenida Belgrano 1912. Santiago del Estero. Argentina.
[3]ffacio@agro.uba.ar
[4]fpl@agro.uba.ar

RESUMEN

El monte nativo del Chaco Semiárido santiagueño se encuentra degradado por el pastoreo continuo y la tala irracional ocurridos desde principios del siglo XX y principalmente por el avance de la frontera agropecuaria de las últimas décadas, el cual redujo su superficie e incrementó la presión ganadera sobre el bosque remanente. El sobrepastoreo disminuye la cobertura, la biomasa vegetal, el aporte de broza y promueve la arbustización. A su vez, el sobrepastoreo genera compactación del suelo, modificando su estructura, disminuyendo la infiltración, y por ende la disponibilidad de agua para las plantas, además de reducir el aporte de materia orgánica. Estos cambios en el suelo generan cambios en la vegetación formando un círculo vicioso de difícil recuperación en situaciones de degradación severa. Estos procesos ocurren de forma tal que el paisaje actual, naturalmente muy heterogéneo, presenta un mosaico de parches de bosque en diferentes estados de degradación y/o sucesión secundaria, correspondientes a distintos niveles de impacto antrópico sobre los mismos. La actividad principal en la provincia es la cría de ganado bovino y caprino, que aprovecha al monte como principal recurso forrajero, siendo la desaparición de las herbáceas graminosas un problema central, particularmente para productores de bajos recursos que dependen exclusivamente del bosque para su subsistencia. En un proceso que comenzó en 2011, docentes de la Facultad de Agronomía-UBA y de la Facultad de Ciencias Forestales-UNSE trabajan en la restauración del monte nativo con comunidades campesinas del departamento General Taboada, Santiago del Estero, desde una aproximación agroecológica y utilizando metodologías de Investigación Acción Participativa. En talleres con pequeños productores de la zona se evidenció la necesidad de trabajar en la recuperación de estos sistemas. La estrategia que se utilizó fue la instalación de clausuras al pastoreo durante la estación de crecimiento de la vegetación (primavero-estival). Esta práctica posibilitó en pocos años la restauración de la cobertura del estrato herbáceo, el aumento de la productividad primaria y la mejora de la calidad del suelo. Sin embargo, quedan interrogantes sobre los procesos y las condiciones que permiten mejorar las propiedades físicas (infiltración, resistencia a la penetración, densidad aparente, formas de los agregados, inestabilidad estructural, hidrofobicidad y distribución del tamaño de poros), químicas (pH, contenido de sales solubles, C orgánico total, C orgánico lábil, N total, N mineral) y biológicas (C en la biomasa microbiana y respiración microbiana) del suelo y los plazos en que éstas ocurren (corto -meses- y mediano -6 años-). Se definirán doce tratamientos, que surgen de la combinación de dos tipos de pastoreo (continuo o con descanso estival), tres tipos de bosques (bosque alto, bajo y arbustal) y cobertura vegetal (bajo y entre copas). Se realizarán clausuras con jaulas para el corto plazo y se utilizaran cercos clausurados al pastoreo estival desde hace 6 años. Se espera obtener información que permita mejorar la comprensión del funcionamiento del sistema para la consecuente generación de tecnologías de manejo apropiadas para los pequeños productores de la región.

Palabras claves: agroecología, bosque nativo, restauración

C4P45. REINSERCIÓN DE CULTIVOS SOBRE SUELOS CON DRENAJE DEFICIENTE DE LA CUENCA MEDIA DEL RÍO LUJÁN

Faita, Elida C.; Bianchi, Daniel A.; Boyadjian, Alberto; Ros, Miguel A.y Reche, Marcos.

Departamento de Tecnología, Universidad Nacional de Lujan, Rutas 5 y 7, Luján, Buenos Aires, Argentina.
introdagro@gmail.com

RESUMEN

El objetivo general de esta investigación es analizar el impacto de la reinserción de cultivos de gramíneas tradicionales pampeanos, dentro de sistemas productivos exclusivamente agrícolas, instalados en tierras marginalmente agrícolas por drenaje deficiente en la Cuenca Media del Río Luján. La guía de esta investigación, es que al disminuir los cultivos de gramíneas en las rotaciones por incremento de la soja, se agravan el deterioro edáfico y las deficiencias de drenaje, aumentando el riesgo de inundaciones.El cambio del nivel de retenciones establecido a fines de 2015 por el gobierno nacional, brinda una oportunidad para reinsertar cultivos de gramíneas que fueran desplazados de la mayoría de las rotaciones, entre otras, por razones económicas. A partir de esa reinserción, sobre la Unidad Cartográfica 10 a, dentro del Campo Experimental UNLu, durante tres años se compararán las condiciones edáficas, productivas y de rentabilidad de un monocultivo de Soja (manejo predominante), con las de una rotación Maíz - Soja de Primera - Trigo/Soja de Segunda, usada corrientemente en la zona antes del avance del monocultivo. Los cultivos se conducirán mediante siembra directa. Se fertilizarán con dosis y productos empleados comúnmente por los productores y con otros específicos del ensayo. Se estudiarán las propiedades edáficas al inicio y fin del período analizado, los rendimientos y sus componentes para los distintos cultivos y la rentabilidad de cada cultivo, así como la de la rotación y el monocultivo en su conjunto. Para una zona donde escasea la información específica, los resultados obtenidos permitirán ajustar recomendaciones de manejo para tierras con drenaje deficiente. Al momento de redactar esta comunicación, se realizaron todas las labores planeadas para el año inicial y está previsto efectuar la primera cosecha a principios de abril, pero el desarrollo de los cultivos se ve notablemente afectado por la sequía imperante en el centro del país.

Palabras claves: Rotación. Prácticas de manejo. Tierras hidromórficas.

INTRODUCCION

Para esta cuenca (transición entre Subregiones Ondulada y Deprimida) el INTA, a escala de semidetalle, describe la presencia de suelos con problemas de drenaje, entre ellos la Unidad Cartográfica 10a (SAGyP, 1990). Para once partidos del área de influencia de la UNLu, Giordano Buiani *et al*. (2011) encontraron que, el 74% de la superficie, presenta limitación permanente por excesos de agua, mientras que Tsakougmakos & Giordano Buiani (2009), constataron fenómenos de agriculturización y sojización y sus efectos en el deterioro edáfico.

Para Pengue (2009), algunos partidos de la provincia de Buenos Aires con vocación pecuaria, como Exaltación de la Cruz o General Rodríguez, incluidos en esta cuenca, pasaron al cultivo de soja. Entre 1995 y 2015, las series temporales de SIIA (2016) muestran para el Partido de Luján, que la superficie sembrada con soja aumentó de 10 000 a 15 000 ha, mientras que las sembradas con trigo y maíz disminuyeron de 4 000 a 1 000 ha y de 3 000 a 2 000 ha respectivamente. También expresan que los productores trabajan con un nivel tecnológico de medio a bajo con rendimientos promedio en $Tn.ha^{-1}$: 2,9 para soja de primera, 3,7 para trigo y 7,5 para maíz.

La mayor rentabilidad coyuntural, el menor riesgo empresario y la mayor seguridad de superar el rendimiento de indiferencia, asociados al cultivo de soja, respecto de trigo y maíz, volcaron a propietarios y arrendatarios hacia ese cultivo (Mousegne *et al.*, 2006). Esto determina una menor participación en las rotaciones de los cultivos que aportan elevadas cantidades de residuos de cosecha con alta relación carbono/nitrógeno, como maíz y trigo (INTA, 2011). Tal situación se torna aún más complicada por la mayor extracción de nutrientes asociada al aumento de rendimiento de los distintos cultivos. Todo lo expuesto, se agudiza en lotes arrendados y tierras marginalmente aptas donde, la ausencia de los beneficios de la rotación genera dudas sobre la sostenibilidad del sistema productivo. (Oliverio, 2013).

En sentido similar, Faita *et al.* (2016. a, b, c y d) encontraron, para tierras con drenaje deficiente y distintos manejos aplicados durante 10 años, que los valores de diferentes propiedades edáficas, resultaron significativamente mejores en aquellos más diversificados.

La tendencia detallada podría comenzar a revertirse debido al cambio en el nivel de las retenciones establecido por el gobierno nacional a fines de 2015, con el consiguiente aumento del precio interno de sorgo, girasol, trigo y maíz, que brindan la oportunidad de reinserción de estos cultivos y posibilitan la rentabilidad de estas producciones. La inclusión de maíz y trigo con niveles de insumos e inversión que permitan competir con la soja para mejorar el aspecto económico de las producciones, pareciera una opción posible para propietarios y arrendatarios (Mousegne & Paganini, 2005).

Por todo lo expuesto, para sistemas productivos exclusivamente agrícolas, conducidos en tierras marginalmente aptas por drenaje deficiente, se plantea evaluar el efecto de la reinserción de cultivos tradicionales pampeanos en las rotaciones sobre las propiedades edáficas seleccionas, los rendimientos y la rentabilidad de la rotación prevista frente a la del monocultivo imperante.

MATERIALES Y METODOS

Este proyecto se presentó a principios de 2016 y fue aprobado a fin de noviembre de ese año, por lo cual se inició con la campaña 2017-18.

El ensayo, se desarrollará en un lote de 9 ha del campo experimental de la UNLu, cuyo suelo corresponde a la Unidad Cartográfica 10 a, integrada por 50% de Argiudoles, 30% de Natracualfes y 20% de Argialboles, con limitación por drenaje deficiente, uso recomendado Marginalmente Agrícola e Índice de productividad 57 (SAGyP, 1990). El 6-11-2017, se sembró Maíz para iniciar la rotación Maíz-Soja de Primera-Trigo/Soja de Segunda, que fuera de uso corriente en la cuenca antes del avance del cultivo de Soja e implica presencia de gramíneas la mitad del tiempo. En la misma fecha se sembró la Soja de Primera, iniciando el monocultivo por igual período que la rotación (tres años) y que representa la situación predominante en la zona para este tipo de tierras.

Todos los cultivos se implantarán mediante siembra directa. Tanto ella, como las labores de protección, se efectuarán con equipos del campo experimental. La cosecha se realizará con maquinaria de contratistas de la zona.

Dado que para la zona, no se dispone de datos publicados sobre fertilización, se tuvo en cuenta la información aportada por productores, equiparable a lo que el INTA denomina técnicas de uso actual. Los mismos pueden sintetizarse de la siguiente manera: a) Maíz 80-100 kg.ha^{-1} de Fosfato Diamónico a la siembra y 100-200 kg.ha^{-1} de Urea entre V2 y V8; b) Soja de Primera (Rotación y monocultivo) 30-40 kg.ha^{-1} de Superfosfato Triple de Calcio a la siembra; c) Trigo 80 kg.ha^{-1} de Fosfato Diamónico a la siembra y 100-200 kg.ha^{-1} de Urea al macollaje y d) Soja de Segunda sin fertilización (Daniel Bianchi, comunicación personal).

Sobre esa base, y en las mismas épocas empleadas por los productores, se establecieron los tratamientos de fertilización que figuran en la Tabla 1.

Tabla 1: Tratamientos de fertilización evaluados, expresados en kg.ha^{-1} de nutrientes.

Nutriente	Rotación								Soja Monocultivo	
	Maíz		Soja 1º		Trigo		Soja 2º			
	Símb.	Dosis	Símb.	Dosis	Símb.	Dosis	Símb	Dosis	Símb.	Dosis
N	N1	46	N0	0	N1	46	N0	0	N0	0
	N 2	92			N 2	92				
P	P 1	20	Pa	6	P 1	12	P0	0	Pa	6
	P2	40			P2	24				

El ensayo se realiza sobre la base de un diseño experimental de bloques (tres) completamente aleatorizados. Dado que la pendiente del lote no supera el 0,5%, los bloques se distribuyeron según las necesidades operativas de las labores. Cada tratamiento abarca 0,45 ha.

Los suelos se caracterizarán al inicio y fin del ensayo, tanto en la rotación y como en el monocultivo, por las siguientes propiedades del horizonte superficial: Materia Orgánica Total, Nitrógeno Total, Fósforo Disponible, pH, Conductividad Eléctrica, Humedad Gravimétrica, Densidad Aparente. Se medirán además Infiltración acumulada e Índice Anisotrópico (ponderación de la resistencia a la penetración del perfil). Al final de cada cultivo, se cuantificará y analizará la cobertura vegetal. En cada estación del año, se verificará la presencia o ausencia de napa hasta los 2 metros de profundidad (con freatímetro).

Sobre los cultivos, se analizarán el rendimiento, sus componentes y se los relacionará con las propiedades estudiadas y con el efecto año. Se calculará el Margen Bruto de cada cultivo individualmente y los correspondientes a la rotación completa y el monocultivo en su conjunto, como forma de calcular la rentabilidad a mediano plazo.

La caracterización inicial promedio del lote mostró los siguientes resultados: Humedad Gravimétrica 27,03 %; Densidad Aparente 1,34 Mg.m-3; Infiltración Acumulada: 44,72 mm; Índice Anisotrópico 1,07 y Cobertura 100% (principalmente rastrojos). No se verificó napa dentro de los 2 m de profundidad. Por razones operativas, no se dispone aún de los datos correspondientes a las propiedades restantes.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La implantación de los cultivos se realizó en las fechas previstas y fue satisfactoria. Se realizaron todas las labores proyectadas en tiempo y forma. La medición de los componentes de rendimiento se realizará 7 días antes de la cosecha, estimada para la primera quincena de abril de 2018. Al momento de redactar la presente, los cultivos se encuentran en etapa de llenado de granos, pero expresan síntomas evidentes de la prolongada sequía imperante en la región central del país.

BIBLIOGRAFIA

- Faita, E.; A. Giordano Buiani; M. Ros; A. Boyadjian & D. Bianchi. 2016. Efecto del manejo sobre tierras con drenaje deficiente en Luján y General Rodríguez. Unidad Cartográfica 10a. XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Río Cuarto, Córdoba. 27 de junio al 1 de julio. www.congresosuelo2016.org.ar
- Faita, E.; A. Giordano Buiani; M. Ros; A. Boyadjian & D. Bianchi. 2016. Impacto del manejo en tierras con drenaje deficiente. San Andrés de Giles. Unidad Cartográfica 10b. XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Río Cuarto, Córdoba. 27 de junio al 1 de julio. www.congresosuelo2016.org.ar
- Faita, E.; A. Giordano Buiani; M. Ros; A. Boyadjian & D. Bianchi. 2016. Efecto del manejo sobre tierras con drenaje deficiente en Luján y General Rodríguez. Unidad Cartográfica 10c. XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Río Cuarto, Córdoba. 27 de junio al 1 de julio. www.congresosuelo2016.org.ar
- Faita, E.; A. Giordano Buiani; M. Ros; A. Boyadjian & D. Bianchi. 2016. Impacto del Manejo sobre tierras hidrohalomórficas en Luján y General Rodríguez. Unidad Cartográfica 10g. XXV congreso argentino de la ciencia del Suelo, Río Cuarto, Córdoba. 27 de junio al 1 de julio. www.congresosuelo2016.org.ar
- Giordano Buiani, A. R.; M. A. Ros & E. C. Faita. 2011. Percepción y participación de Productores para aplicar estrategias de recuperación de tierras con drenaje Deficiente. IV Jornadas Regiones de Extensión Universitarias "Políticas Públicas Y Desarrollo Regional" Mesa: Ambiente. Universidad Nacional de Luján.
- INTA, 2011. Siembra Directa. Cuadernillo de actualización técnica N° 58. Febrero.
- Mousegne, F.; M. López de Sabando & A. Paganini. 2006. Ensayo de evaluación de Inoculante en el cultivo de maíz. Campaña 2005-06. INTA San Antonio de Areco.
- Mousegne, F. & A. Paganini. 2005. Maíz. Campaña 2004-05. INTA San Antonio de Areco.
- Oliverio, G. 2013. Las necesidades del productor agropecuario argentino. Conferencia Nacional. Bolsa de Cereales de Rosario.
- Pengue, W. 2009. Cuestiones económico-ambientales de las transformaciones agrícolas en las pampas. Problemas del desarrollo: revista latinoamericana de Economía. Vol. 40, núm. 157, abril-junio.

- SAGyP-PROYECTO PNUD ARG 85/019, INTA CIRN – Instituto de evaluación de Tierras. 1990. Atlas de suelos de la República Argentina.
- SIIA. 2016. Servicio Integrado De Información Agropecuaria. Ministerio De Agroindustria. Presidencia de la Nación. www.siia.gov.ar
- Tsakoumagkos, P. & R. Giordano Buiani. 2009. Productores agropecuarios, Pampa ondulada y problemáticas edáficas. Cuartas Jornadas De Economía Ecológica de ASAUEE: Asociación Argentino Uruguaya De Economía Ecológica / Compilado por Horacio A. Feinstein & Walter A. Pengue. – 1ra ed. - Buenos Aires: Asociación Argentino-Uruguaya de Economía Ecológica.

C4P46. LA URBANIZACION DE LAS TIERRAS CITRICOLAS EN EL DEPARTAMENTO TAFI VIEJO DE LA PROVINCIA DE TUCUMAN

Fandos, Carmina; Soria, Federico J.; Scandaliaris, Pablo y Carreras Baldrés, Javier I.

Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres. Avenida William Cross 3150. Las Talitas. Tucumán. Argentina. carminaf@eeaoc.org.ar

RESUMEN

El departamento Tafí Viejo se encuentra en la provincia de Tucumán. La actividad económica del departamento tiene sus bases en la producción de cítricos, en especial de limón. La expansión urbana provoca degradación o pérdida del recurso edáfico, de los ecosistemas, naturales y agrícolas, y sus servicios ecosistémicos. El auge de la construcción en los últimos años en el Gran San Miguel de Tucumán condujo a un incremento en la urbanización de suelos agrícolas. El elevado precio de los terrenos determinó que muchas de las edificaciones se desplacen del centro de las ciudades a áreas periurbanas o núcleos próximos ocupados por tierras agrícolas. El objetivo del presente trabajo fue identificar, cuantificar y caracterizar los suelos citrícolas que fueron urbanizados en el departamento Tafí Viejo en el período 2004 – 2017. El trabajo fue efectuado utilizando diferentes técnicas de procesamiento de imágenes satelitales y herramientas de SIG, complementadas con trabajos de validación a campo. Se utilizaron imágenes Sentinel 2A MSI. Alrededor del 6% de las tierras citrícolas del año 2004 fueron convertidas al uso urbano en el período 2004-2017. Del total del área urbanizada, el 65% se localizó en la región de la Llanura Chacopampeana subhúmeda húmeda y el 35% restante en la región del Pedemonte de suelos automorfos. Las urbanizaciones fueron instaladas en zonas aledañas a rutas. El uso urbano más frecuente fue el residencial, y dentro de éste predominaron las urbanizaciones cerradas tipo "country". En este tipo de urbanización se constatan amplios terrenos cubiertos con vegetación, lo que implica menor efecto de sellado de suelos que las urbanizaciones con construcciones continuas. Los suelos urbanizados presentan alta calidad agrícola, lo que genera menor producción potencial para la actividad citrícola.

Palabras claves: expansión urbana, teledetección, SIG

INTRODUCCIÓN

El departamento Tafí Viejo es un departamento de la provincia de Tucumán. Limita al norte con el departamento Trancas, al este con Burruyacú y Cruz Alta, al sur con Capital, Yerba Buena y Lules, y al oeste con Tafí del Valle. La actividad económica del departamento tiene sus bases en la producción de cítricos, en especial de limón. Es conocido como la Capital Nacional del Limón por ser la región donde históricamente comenzó la actividad limonera en la República Argentina. Cabe destacar que Tucumán es la mayor región productora y exportadora de limones del mundo (SEGPP Tucumán, 2015).

La ciudad de Tafí Viejo es el municipio cabecera del departamento homónimo, ubicada a 20 km al noroeste de San Miguel de Tucumán, capital provincial. La ciudad de Tafí Viejo pertenece junto con la capital de la provincia y otros 4 municipios (Las Talitas - Banda del Rio Salí - Alderete - Yerba Buena) al "Gran San Miguel de Tucumán", el espacio de mayor desarrollo socioeconómico y urbano de la provincia de Tucumán (SEGPP Tucumán, 2015).

La expansión urbana provoca degradación o pérdida del recurso edáfico, de los ecosistemas naturales y agrícolas, y sus servicios ecosistémicos. Cabe destacar que los suelos realizan una amplia gama de funciones vitales en los ecosistemas y agroecosistemas, entre las que se destacan: regulación de los flujos de agua por su capacidad de absorción, filtrado y almacenamiento; retención de contaminantes debido a su capacidad de amortiguamiento; absorción de dióxido de carbono y regulación de ciclos biogeoquímicos; mantenimiento de la biodiversidad de micro, meso y macrofauna y de la vegetación (García Alvarado *et al*, 2014).

La urbanización determina el sellado del suelo, es decir la cobertura en forma permanente de una superficie de terreno con material impermeable artificial, como cemento o asfalto (García Alvarado *et al*, 2014). El sellado de suelos representa un grave problema, tanto por la desaparición de tierras fértiles, como por las implicaciones medioambientales

que conlleva. Afecta con más frecuencia a los suelos más fértiles, ya que históricamente muchas poblaciones se asentaron en los valles de los ríos, edificando en sus llanuras de inundación (García Rodríguez & Pérez González, 2011).

El auge de la construcción en los últimos años en el Gran San Miguel de Tucumán ha conducido a un incremento en el sellado de suelos. El elevado precio de los terrenos determinó que muchas de las edificaciones se desplacen del centro de las ciudades a áreas periurbanas o núcleos próximos ocupados por tierras agrícolas.

El uso combinado de los sensores remotos y los Sistemas de Información Geográfica (S.I.G), facilitan el seguimiento de los paisajes terrestres, puesto que los sensores remotos permiten una rápida detección y cuantificación de los cambios en la cobertura terrestre, y los S.I.G. posibilitan la vinculación espacial de distintas fuentes de información (Chuvieco, 2000).

La disponibilidad de imágenes de satélites de distintas épocas permite conocer entonces la dinámica espacial de los cultivos y la evolución espacial del crecimiento urbano.

El objetivo del presente trabajo fue identificar, cuantificar y caracterizar los suelos citrícolas que fueron urbanizados en el departamento Tafí Viejo en el período 2004 – 2017.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio comprende la zona citrícola del departamento Tafi Viejo estimada para el año 2004 (Fandos *et al.*, 2007), que abarca una superficie de aproximadamente 7.500 ha (Figura 1).

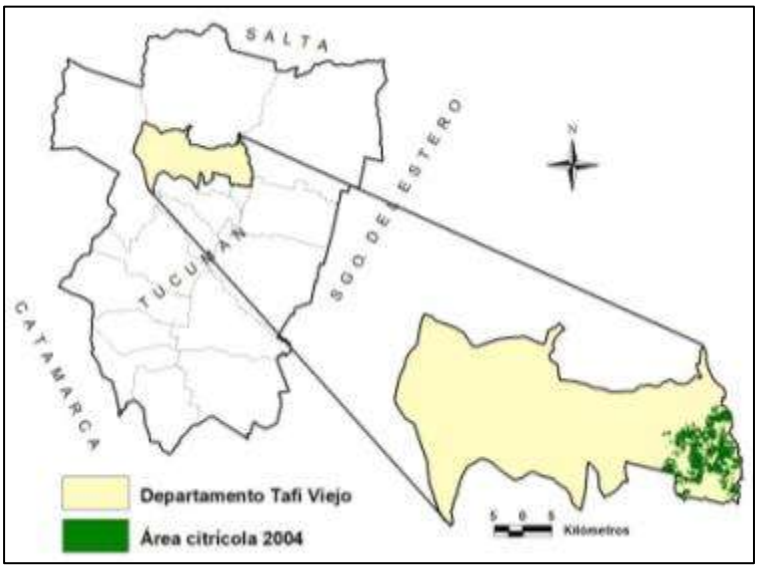


Figura 1: Situación relativa del área de estudio.

El trabajo fue efectuado utilizando diferentes técnicas de procesamiento de imágenes satelitales y herramientas de SIG, complementadas con trabajos de validación a campo.

Se recopiló información digital de la zona de estudio. Las coberturas acopiadas comprenden información de límites departamentales, rutas, regiones agrológicas, suelos, etc. La información cartográfica digital de mayor detalle es el Atlas Tucumán 100k, Cartografía topográfica y de imagen a Escala 1:100000. Con respecto a la información edáfica digital, se dispuso del Atlas de Suelos de la República Argentina, SAGyP – INTA-Proyecto PNUD ARG/85/019, año 1990. En éste último, la provincia de Tucumán está relevada a escala 1:500000. La clasificación taxonómica está realizada hasta subgrupo.

Se utilizó una imagen correspondiente al sensor MSI del satélite Sentinel 2A (escena 20 JKR), con fecha 22 de junio de 2017. Dicha imagen fue adquirida de la plataforma EOS Data Analytics (EOS Data Analytics, 2017) y presenta una resolución espacial de 10 metros. Las etapas seguidas se indican a continuación:

En primera instancia se realizó la corrección geométrica de la imagen satelital. El sistema de referencia corresponde a la proyección cartográfica Posgar 94, con Datum WGS84.

Posteriormente se enmascararon las imágenes con el propósito de conservar únicamente los campos ocupados con plantaciones cítricas en la década pasada, para ello se utilizó la capa temática de área citrícola de 2004 (Fandos *et al*., 2007).

Seguidamente, las imágenes restringidas al área citrícola fueron analizadas visualmente. El análisis visual emplea criterios de interpretación similares a la foto-interpretación clásica (tono, textura, tamaño, localización, etc.), y permite la consideración del entorno geográfico (Chuvieco, 2000). Para dicho análisis se realizaron composiciones RGB: Infrarrojo Cercano (IC) – Infrarrojo Medio (IM) – Rojo (R), que corresponde a las bandas 8, 11 y 4 del sensor MSI, respectivamente. El resultado del análisis visual fue la digitalización de polígonos con urbanizaciones.

El paso siguiente consistió en superponer los polígonos obtenidos a la información digital previamente recopilada.

Finalmente se elaboraron los mapas temáticos con la información obtenida.

Los softwares utilizados para el trabajo fueron ERDAS Imagine, versión 8.4. y ARC GIS versión 9.0.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 2 se aprecia la imagen Sentinel 2A MSI restringida al área citrícola estimada para el año 2004.

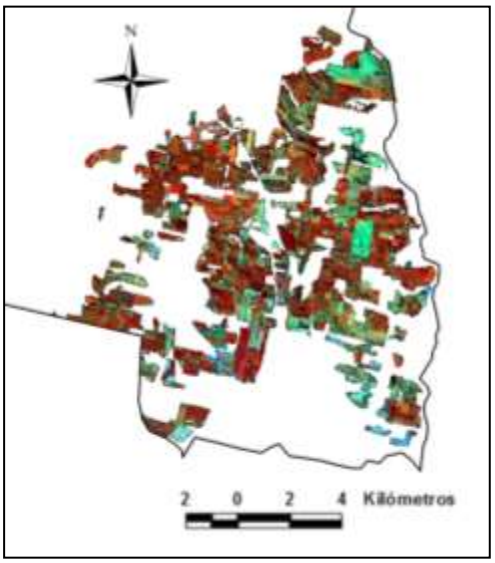


Figura 2: Imagen Sentinel 2A MSI, RGB 8-11-4. Fecha 22/06/17.
Restricción al área citrícola 2004. Departamento Tafí Viejo.

Como resultado del análisis visual de la imagen satelital, se digitalizaron los lotes que ocupaban plantaciones citrícolas en 2004 y que en 2017 presentaban urbanizaciones en distinto estado de desarrollo. La Figura 3 muestra los polígonos obtenidos luego del proceso de digitalización. Se constata que los mismos se situaron mayormente en zonas cercanas a rutas. El resultado numérico arrojó que 440 ha citrícolas fueron convertidas a uso urbano en el período analizado.

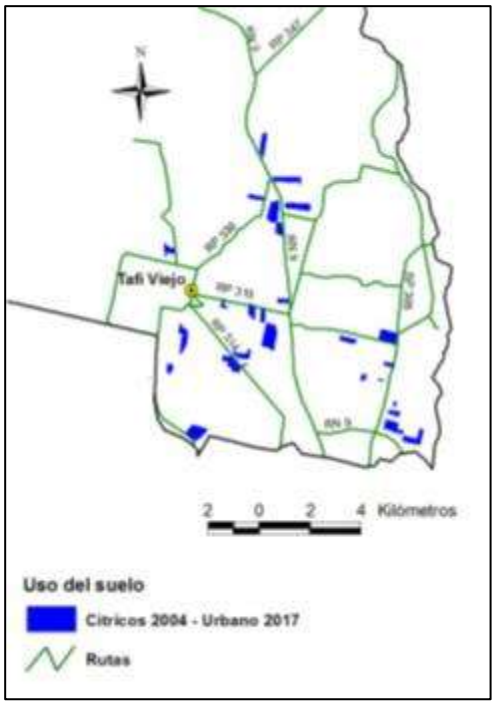


Figura 3: Digitalización de lotes citrícolas urbanizados. Departamento Tafí Viejo.

La integración de los polígonos obtenidos con el Bosquejo Agrológico (Zuccardi & Fadda, 1985) permitió identificar las regiones agrológicas de Llanura chacopampeana subhúmeda húmeda y Pedemonte de suelos automorfos (Figura 4). El mayor porcentaje de lotes citrícolas urbanizados (65%), se localizó en la Llanura chacopampeana subhúmeda húmeda, que se encuentra al sur del área del área de estudio.

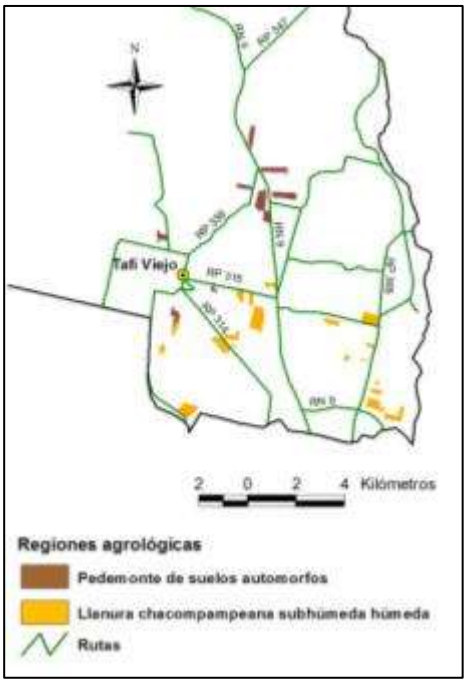


Figura 4: Regiones agrológicas de lotes citrícolas urbanizados. Departamento Tafí Viejo.

En el Pedemonte de suelos automorfos, en general, los suelos se originan en sedimentos aluviales y/o coluviales. Desde el punto de vista morfológico presentan un perfil de tipo AC, donde el horizonte A, profundo, de color oscuro y bien provisto de materia orgánica, constituye un epipedon mólico. Son suelos heterogéneos en sus propiedades físicas, especialmente en sus características texturales. Predominan las texturas medias y gruesas, desde franco limoso hasta arenas francas. En general son suelos bien drenados y por las características climáticas del ambiente, se encuentran húmedos casi todo el año. La aptitud de esta subregión es agrícola y forestal.

Con respecto a la Llanura chacopampeana subhúmeda húmeda u occidental, los suelos se han desarrollado sobre materiales de origen eólico, presentando una gran uniformidad en su morfología. En general, el horizonte A constituye un epipedón mólico moderadamente provisto en materia orgánica, oscuro y moderadamente profundo. Poseen una buena capacidad de retención de agua, buen drenaje. La aptitud principal de la región es agrícola.

En la Figura 5 se aprecia la clasificación taxonómica de los suelos correspondientes a los lotes citrícolas urbanizados. La totalidad de los mismos corresponden a argiudoles típicos, con código MItc. Se caracterizan por tener perfiles cuyos horizontes principales son: A1, B2t, B3, C. El A1 corresponde a un epipedón mólico y el B2t a un horizontes argílico bien estructurado. Son suelos desarrollados sobre material loéssico que descansan sobre acumulaciones de material aluvial. Corresponden a tierras con aptitud agrícola óptima, utilizadas para la realización de cultivos de caña de azúcar y citrus.

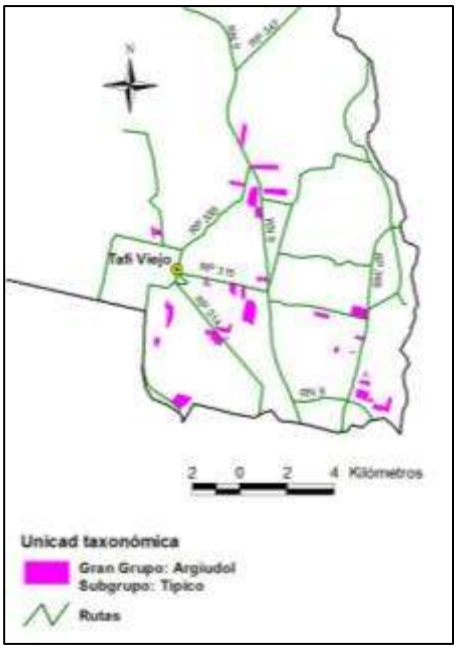


Figura 5: Clasificación taxonómica de lotes citrícolas urbanizados. Departamento Tafí Viejo.

Se detectaron distintos tipos de usos urbanos, principalmente residencial y en menor medida industrial y comercial, esto último principalmente en la región de la llanura. En el caso del uso residencial, se constataron mayormente urbanizaciones cerradas del tipo "countries" (Romo, 2015) o "barrios cerrados", en las que las edificaciones se alternan con amplios terrenos cubiertos con vegetación. En menor superficie se detectaron urbanizaciones con construcciones muy cercanas unas a otras. En la zona pedemontana se constataron principalmente urbanizaciones del tipo "barrios cerrados", mientras que en la zona de la llanura, se detectaron además construcciones de mayor densificación, que se situaron anexas a centros urbanos preexistentes.

CONCLUSIONES

Alrededor del 6% de las tierras citrícolas del año 2004 fueron convertidas al uso urbano en el período 2004-2017.

Del total del área urbanizada, el 65% se localizó en la región de la Llanura Chacopampeana subhúmeda húmeda y el 35% restante en la región del Pedemonte de suelos automorfos. Las regiones pedemontana y de llanura se encuentran al norte y sur del área de estudio, respectivamente.

Las urbanizaciones fueron instaladas en zonas aledañas a rutas. El uso urbano más frecuente fue el residencial, y dentro de éste predominaron las urbanizaciones cerradas tipo "barrios cerrados". En este tipo de urbanización se constatan amplios terrenos cubiertos con vegetación, lo que implica un menor efecto de sellado de suelos que las urbanizaciones con construcciones continuas.

Los suelos urbanizados presentan alta calidad agrícola, lo que genera menor producción potencial para la actividad citrícola, con la consecuente incidencia en los ingresos del departamento Tafí Viejo.

Finalmente cabe destacar que la urbanización de extensas áreas de terreno conduce no sólo a la pérdida del recurso edáfico para fines agrícolas, sino también a la disminución de la capacidad de infiltración de los suelos y a la pérdida de otros servicios ecosistémicos. Dichas consecuencias deben ser consideradas al momento de la planificación de urbanizaciones en zonas rurales.

BIBLIOGRAFÍA

- Chuvieco, E. (Eds). 2000. Fundamentos de teledetección espacial. Editorial RIALP SA. Madrid, España. 568 p.
- EOS Data Analytics. 2017. https://eos.com/landviewer/?lat=-26.73237&lng=-64.98469&z=15&s=Sentinel2. 26 junio 2017.
- Fandos, C.; F. Soria & P. Scandaliaris. 2007. Estimación con Teledetección y SIG, del área citrícola reemplazada con caña de azúcar y granos. Período analizado: febrero 2006 - abril 2007. Rev. Avance Agroind. 28 (2): 45-47.
- García Alvarado, JM; ME Pérez González & MP García Rodríguez. 2014. Revisión del concepto de sellado de suelos y propuesta de tipología urbana. Anales de Geografía 34 (1): 87-103.
- García Rodríguez, MP & ME Pérez González. 2011. Sellado de fluvisoles en la Comunidad de Madrid. Análisis a partir de imágenes Landsat. Anales de Geografía 31 (2): 125-137.
- Romo, C. 2015. Las urbanizaciones residenciales cerradas en la periferia de Córdoba. Nuevas modalidades en la expansión suburbana del siglo XXI. Pensum 1: 83-97. https://revistas.unc.edu.ar/index.php/pensu/article/view/12749/12977. 11 octubre 2017.
- SEGPP (Secretaría de Estado de Gestión Pública), Tucumán. 2015. Diagnóstico municipal Tafí Viejo http://led.tucuman.gob.ar/wp-content/uploads/2015/06/Taf%C3%AD-Viejo-27-3-15.pdf. 12 setiembre 2017.
- Zuccardi, RB & GS Fadda. 1985. Bosquejo agroecológico de la provincia de Tucumán. Miscelánea FAZ-UNT (86).

C4P47. ESTUDIOS PRELIMINARES DE DIFERENTES FORMAS DE CARBONO EN EL CULTIVO DE CAÑA DE AZÚCAR EN TUCUMAN

Fernandez de Ullivarri, Juan; Corbella, Roberto D; Plasencia, Adriana; Medina, Mercedes; Criado, Atina y Digonzelli, Patricia A.

Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres. Avenida William Cross 3150, Las Talitas. Tucumán - Argentina. ullivarrij@gmail.com

RESUMEN

La cosecha en verde de caña de azúcar y el posterior mantenimiento de la cobertura de residuo agrícola de cosecha (RAC) sobre la superficie es una forma efectiva de contrarrestar la pérdida de materia orgánica de los suelos, sin embargo estos efectos suelen verse a muy largo plazo. El carbono orgánico particulado (COPa) responde rápido a variaciones en el suministro de materia orgánica y puede ser un buen indicador para detectar cambios en el carbono orgánico total (COT) del mismo. El presente trabajo tuvo como objetivo realizar las primeras evaluaciones del impacto de dos formas de manejo de la cobertura de caña de azúcar sobre las diferentes formas de carbono orgánico del suelo en la provincia de Tucumán. El ensayo se realizó en la finca El Potrero ubicada en el departamento de Simoca, en la región de la Llanura deprimida salina de la Provincia de Tucumán. Se trabajó con la variedad LCP 85-384. Se establecieron dos tratamientos: a) eliminación del RAC mediante quema y b) mantenimiento del RAC sobre el suelo. Se muestrearon 6 parcelas de ensayo a las profundidades de de 0-20 cm para COT y 0-5 cm, 5-10 cm y 10-20 cm para COT, COPa y Carbono orgánico pesado (COPe). Cada parcela experimental estuvo formada por 5 surcos de 10 metros de longitud. Los contenidos de COT, COPa y COPe no presentan diferencias significativas entre los tratamientos evaluados, aunque si muestran una tendencia a un mayor contenido en los suelos en donde se dejo la cobertura de RAC sobre la superficie. Si bien el COPa parece ser un buen indicador de calidad del suelo, tres repeticiones parece ser un número muy bajo para observar diferencias significativas entre los tratamientos.

Palabras claves: cobertura, caña verde, sostenibilidad

INTRODUCCIÓN

La materia orgánica es el principal factor en el control de la capacidad del recurso suelo para mantener la productividad agrícola, la calidad ambiental y la sustentabilidad social (Manlay *et al*., 2007). Representa un sistema complejo de sustancias cuya dinámica es gobernada por el aporte de residuos orgánicos de diversa naturaleza y por la transformación continúa a través de factores biológicos, químicos y físicos (Galantini, 2008). En los suelos cultivados con caña de azúcar en la provincia de Tucumán están estudiados los efectos de la cobertura con residuo agrícola de cosecha (RAC) sobre el régimen hídrico y térmico del suelo, el reciclado de nutrientes, la erosión hídrica, la microflora del suelo, etc. (Morandini *et al*., 2005; Digonzelli *et al*., 2011b; Sanzano *et al*., 2009; Fernández de Ullivarri *et al*., 2012; Tortora *et al*., 2013).

La cosecha en verde de la caña de azúcar (método de cosecha que no utiliza la quema y deja la cobertura de RAC sobre el suelo) es uno de los mayores avances en materia conservacionista de los últimos 15 años en el cultivo de la caña de azúcar del NOA. Este práctica se ha ido incrementando en los últimos años hasta representar actualmente el 93% de la cosecha (Ostengo *et al.* 2015)

Dejar la cobertura de RAC sobre el suelo, aporta al agroecosistema cantidades variables de Carbono, Nitrógeno, Fósforo y Potasio (Digonzelli *et al*., 2011a; Digonzelli *et al*., 2016), sin embargo, aunque es evidente que el sistema de cosecha en verde con el posterior mantenimiento de la cobertura de RAC sobre la superficie es una forma efectiva de contrarrestar la pérdida de materia orgánica de los suelos cultivados con caña de azúcar, estos efectos suelen verse a muy largo plazo (incluso mayores a 50 años) (Graham *et al*., 2002; Cerri *et al*., 2011). Por otro lado, el carbono orgánico particulado (COPa) responde más rápido a variaciones en el suministro de materia orgánica al suelo, y puede ser un buen indicador para detectar tempranamente cambios en el carbono total (COT) del mismo (Gregorich *et al*., 1994).

El presente trabajo tuvo como objetivo realizar las primeras evaluaciones del impacto de dos formas de manejo de la cobertura de caña de azúcar sobre las diferentes formas de carbono orgánico del suelo en la provincia de Tucumán.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se realizó en la finca El Potrero, perteneciente a la empresa Bulacio Argenti S.A, ubicada en el departamento de Simoca, en la región de la Llanura deprimida salina de la Provincia de Tucumán (27º 15' 15,95" S 65º 19' 25,56" O). El área se caracteriza por la presencia de una capa freática de tenor salino que fluctúa durante el año a poca o mediana profundidad. Posee un mesoclima seco sub-húmedo cálido, la temperatura media anual es de 19,5ºC La precipitación media anual disminuye desde 900 mm al SO hasta 650 mm (Zuccardi &Fadda, 1985). Los suelos son de origen aluvial y heterogéneos en sus características texturales (Sanzano & Fadda, 2009). En el caso particular de la finca El Potrero se han realizado obras de drenaje que deprimen el nivel freático, lo que permite el lavado de las sales del perfil de suelo.

El ensayo se implantó el 23 de agosto del 2011. Se trabajó con la variedad LCP 85-384, la más cultivada en Tucumán. El lote se cosechó sin quemar (cosecha en verde) con una máquina cosechadora integral de caña de azúcar y luego se establecieron los siguientes tratamientos, los cuales se vuelven a establecer después de cada cosecha: a) cosecha sin quema y posterior eliminación del RAC (SR) y b) cosecha sin quema y mantenimiento del RAC sobre el suelo (CR).

Se muestrearon 6 parcelas de ensayo: 3 de ellas fueron sometidas al tratamiento SR y las otras 3 al tratamiento CR. En cada parcela se tomaron 5 sub-muestras de suelo con pala barreno en dos sectores: trocha (entresurco) y surco. Las profundidades de muestreo fueron de 0-20 cm para COT y 0-5, 5-10 y 10-20 cm para COT, COPa y carbono orgánico pesado (COPe). Las muestras fueron llevadas a laboratorio, secadas al aire y tamizadas por malla de 2 mm. Sobre las mismas se determinó carbono orgánico (CO) por Walkey Black (Nelson & Sommers, 1982). A su vez, se tomaron 50 gr de cada una de las muestras, y siguiendo el procedimiento descripto por Cambardella & Elliot (1992), se procedió al fraccionamiento por tamaño de partícula, recuperándose la fracción la fracción < a 53µm, en la que se determinó CO a arcilla+limo (COPe). El carbono orgánico particulado (COPa) se determinó por diferencia entre los contenidos de CO y COPe.

El manejo agronómico del lote fue convencional. Se utilizaron herbicidas de post-emergencia, se fertilizó con nitrógeno entre octubre y noviembre y no se suministró riego. El diseño experimental fue totalmente aleatorizado, con tres repeticiones por tratamiento. Cada parcela experimental estuvo formada por 5 surcos de 10 metros de longitud. Las datos obtenidos se analizaron estadísticamente mediante ANOVA y comparación por la prueba Tuckey a un nivel de confianza del 95% empleando el programa InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2014).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Carbono Orgánico Total

En la Figura 1 se observan los resultados de COT para las profundidades de 0 a 5 cm; 5 a 10 cm; 10 a 20 cm y 0 a 20 cm en el surco. Se puede observar que en ninguna de las profundidades evaluadas se encontraron diferencias significativas entre tratamientos aunque si se observa una tendencia a un mayor porcentaje de COT en el tratamiento CR.

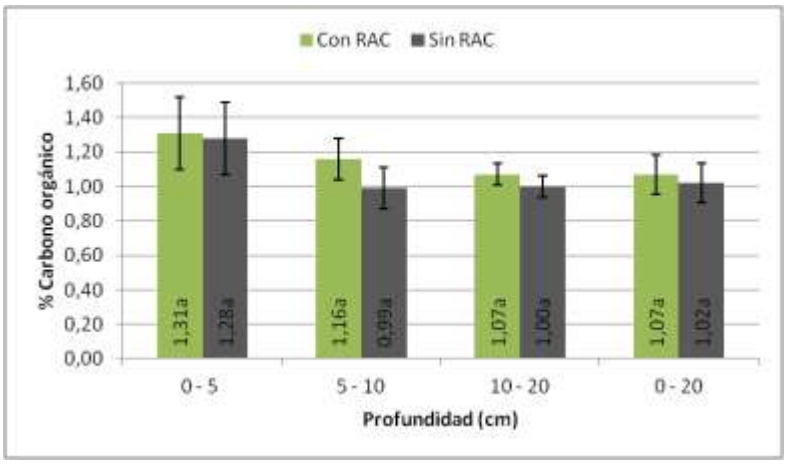


Figura 1. Valores de Carbono orgánico total en el surco a distintas profundidades. Letras distintas indican diferencias significativas (test de Tukey, p < 0,05).

En la Figura 2 se observan los resultados obtenidos para las mismas profundidades, pero en este caso las muestras se tomaron del entresurco o trocha, lugar donde el residuo de cosecha cubre el suelo completamente. Para este caso, en las profundidades de 0 a 5 cm; 5 a 10 cm y 10 a 20 cm no se encontraron diferencias estadísticamente significativas, aunque se mantuvo una tendencia a mostrar mayores porcentajes de COT en el tratamiento CR. En la muestra de 0 a 20 cm se encontraron diferencias estadísticamente significativas a favor del tratamiento CR.

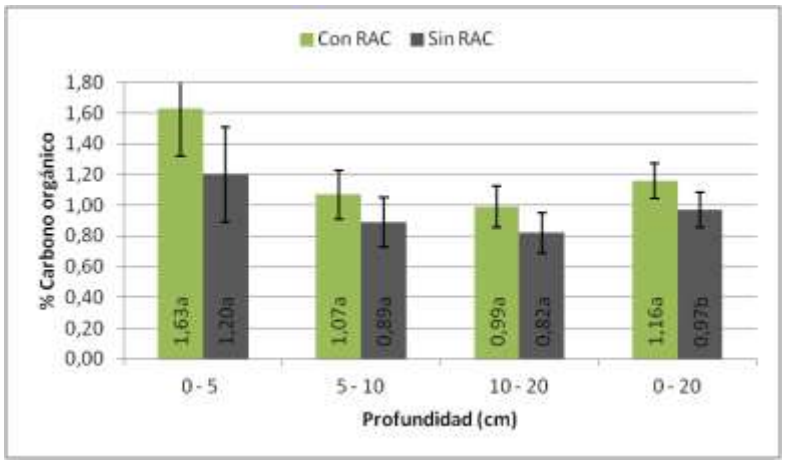


Figura 2. Valores de Carbono orgánico total en el entresurco a distintas profundidades. Letras distintas indican diferencias significativas (test de Tukey, $p < 0,05$).

Graham *et al*. (2002) encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamiento con RAC quemado y RAC dejado como cobertura para ensayos de largo plazo (61 años), donde se demostró que los tratamientos bajo cobertura de RAC presentaban mayores contenidos de COT. En ensayos de 18 años de duración, Page *et al*. (2013) no encontraron, en Sudáfrica, diferencias significativas para los mismos tratamientos. Sin embargo Robertson and Thorburn (2007) encontraron diferencias estadísticamente significativas para COT entre los tratamientos con RAC y RAC quemado en un ensayo de 5 años en Australia. Evidentemente la evaluación del COT bajo diferentes formas de manejo del RAC tiene un número elevado de factores que lo afectan, y por los resultados observados en numerosas investigaciones, los resultados no son del todo concluyentes. Probablemente por eso, se han buscado otras formas de carbono que indiquen con mayor certeza y rapidez, cambios en la calidad del suelo según las diferentes formas de manejo.

Carbono orgánico particulado y pesado

Analizando los contenidos de las diferentes formas de Carbono orgánico estudiadas en las distintas profundidades dentro del surco, se encontró que los contenidos de COPa COPe no presentan diferencias significativas entre los tratamientos evaluados, aunque si muestran, como en el caso del COT, una tendencia a un mayor contenido de esta fracción de carbono en los suelos en donde se dejo la cobertura de RAC sobre la superficie (Tratamiento CR) (Figuras 3 y 4).

En las Figuras 5 y 6 se observan los resultados obtenidos en el entresurco o trocha del cultivo. El COPa mostró un comportamiento similar a lo ocurrido en el surco, con diferencias no significativas entre tratamientos en las profundidades de 0 a 5 cm y 5 a 10 cm, aunque con la tendencia a presentar mayor contenido en el tratamientos CR. En la profundidad de 10 a 20 hubo mayor contenido de COPa en el tratamiento SR, aunque sin significación estadística (Figura 5).-

En el caso del Carbono orgánico pesado, se encontró una diferencia estadísticamente significativa en la profundidad de 0 a 5 cm donde el tratamiento CR mostró mayor porcentaje de carbono orgánico pesado. En las profundidades de 5 a 10 cm y 10 a 20 cm no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos (Figura 6).

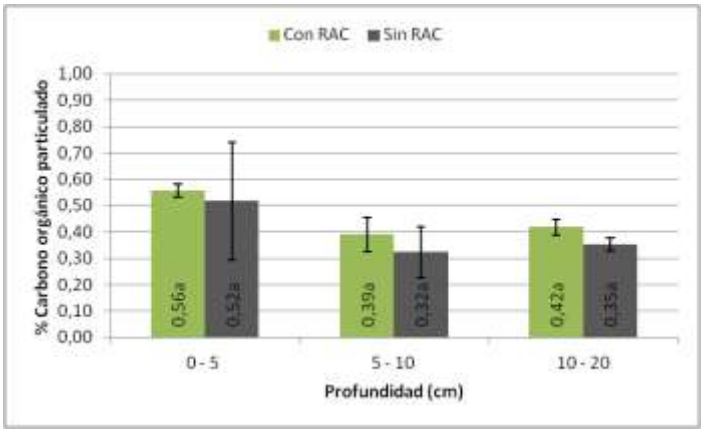


Figura 3. Valores de Carbono orgánico particulado (COPa) en el surco a diferentes profundidades. Letras distintas indican diferencias significativas (test de Tukey, $p < 0,05$).

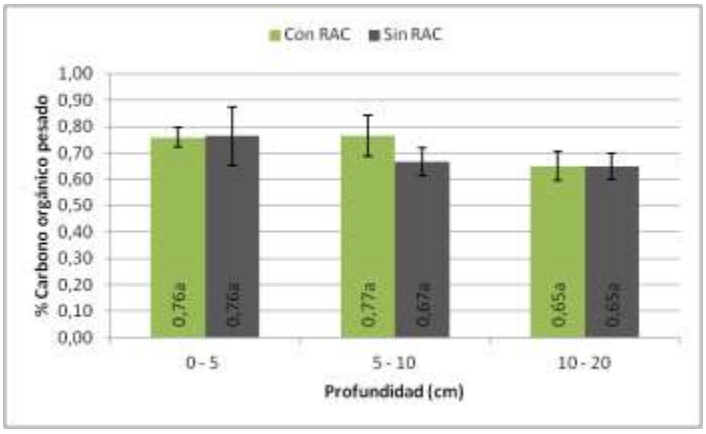


Figura 4. Valores de Carbono orgánico pesado (Cope) en el surco a diferentes profundidades. Letras distintas indican diferencias significativas (test de Tukey, $p < 0,05$).

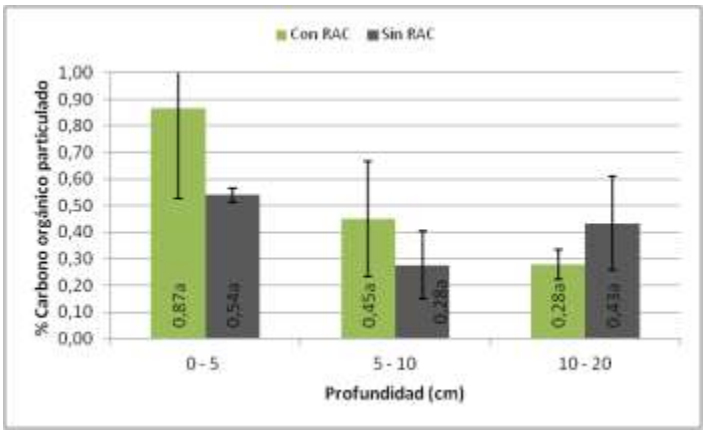


Figura 5. Valores de Carbono orgánico particulado (COPa) en el entresurco a diferentes profundidades. Letras distintas indican diferencias significativas (test de Tukey, $p < 0,05$).

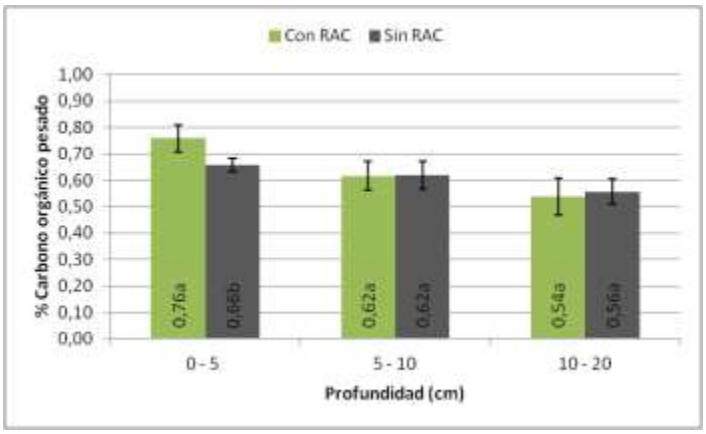


Figura 6. Valores de Carbono orgánico pesado (COPe) en el entresurco a diferentes profundidades. Letras distintas indican diferencias significativas (test de Tukey, $p < 0,05$).

Analizando el carbono particulado en caña de azúcar; Page *et al*. (2013) tampoco encontraron diferencias significativas entre los tratamientos para ninguna de las profundidades analizadas en cuatro ensayos diferentes realizados en Sudáfrica. Por otro lado, Galdos *et al*. (2009) encontraron en Brasil, diferencias en el carbono orgánico particulado en lotes quemados y sin quemar. Los tratamientos sin quemar mostraron mayores valores de COPa, esta diferencia se fue acrecentando a medidas que pasaban los años en que se mantenía la cobertura de RAC. Después de 8 años de cobertura encontraron 2,44 gCOPa/Kg en el tratamiento quemado y 9,27 gCOPa/Kg en el tratamiento con cobertura de RAC en la capa superficial del suelo (0 a 10 cm).

Trabajando también en Brasil, Silva *et al*. (2007) encontraron que cuando un monte nativo se introducía a la agricultura de caña de azúcar, disminuían los valores de carbono orgánico particulado entre 41% y 42%. Sin embargo, luego de 18 y 25 años de cultivo de caña bajo quema, los valores de COPa respecto al monte nativo habían subido hasta llegar a estar solo 18% y 20% (para el ensayo de 18 y 25 años, respectivamente) por debajo de los valores del monte nativo y concluyeron que a pesar de la disminución inicial de los valores de COPa, existe una cierta recuperación de estos fracciones en el cultivo de caña de azúcar, después de varios años, a pesar de que hayan sido quemados sus residuos de cosecha.

En la Figura 7 se observa la relación entre el COPa y el COT para los dos tratamientos, en las tres profundidades evaluadas y en ambos sitios de muestreo (entresurco y surco). La tendencia de los resultados coincide, en general, con lo obtenido para las fracciones estudiadas y el COT. No se observan diferencias significativas entre los tratamientos, sin embargo en las capas superficiales (0 a 5 cm y 5 a 10 cm) se observa una tendencia a presentar mayor proporción de COPa en el tratamiento CR. En la capa de 10 a 20 cm la tendencia se revierte y existe mayor proporción de COPa/COT

en el tratamiento SR. Galdos *et al*. (2009), en Brasil, encontraron valores de 38,7% y 35,8% para los tratamientos con cobertura (para 0 a 10 cm y 10 a 20 cm, respectivamente) y en el quemado valores de 23,8% y 22,5% para las mismas profundidades. En la Figura 7 se observa que la diferencia entre tratamientos en el presente ensayo no fue tan amplia como la encontrada en el trabajo de Brasil, aunque si muestra la misma tendencia en las capas superficiales.

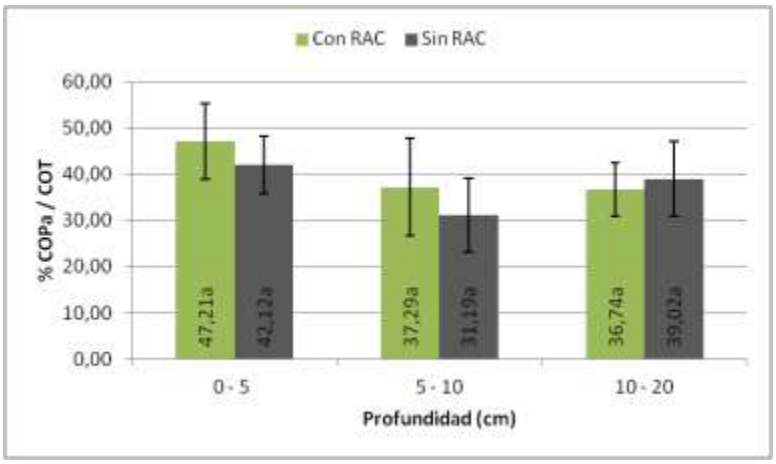


Figura 7. Valores de la relación Carbono orgánico particulado/ Carbono orgánico total a distintas profundidades. Letras distintas indican diferencias significativas (test de Tukey, $p < 0,05$).

CONCLUSIONES

- La evaluación del Carbono orgánico total, o materia orgánica total del suelo, no sería buen indicador de cambios en el manejo de la cobertura en ensayos a corto plazo, ya que sus efectos son apreciables en ensayos de larga duración.

- El carbono orgánico particulado es una fracción más sensible a los cambios en el manejo de la cobertura del suelo y podría ser un buen indicador de la calidad del suelo y como los distintos manejos de la cobertura afectan el contenido de carbono del suelo.

- El número de repeticiones y la cantidad de muestras evaluadas resulta fundamental para obtener resultados más confiables para este tipo de análisis. Tres repeticiones parece ser un número muy bajo para observar diferencias significativas entre los tratamientos.

- En este ensayo no se observaron diferencias entre tratamientos CR y SR para Carbono Orgánico Total o Carbono Orgánico Particulado en ninguna de las profundidades evaluadas.

BIBLIOGRAFÍA

- Cambardella CA & ET Elliott. 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J. 56: 777-783.
- Cerri CC, Galdos MV, SMF Maia, M Bernoux, BJ Feigl, D Powlson & CEP Cerri. 2011. Effect of sugarcane harvesting systems on soil carbon stocks in Brazil: an examination of existing data. European Journal of Soil Science 62: 23-28.
- Di Rienzo JA., F Casanoves, MG Balzarini, L Gonzalez, M Tablada & CW Robledo. InfoStat versión 2014. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. En: http://www.infostat.com.ar
- Digonzelli PA, ER Romero, LGP Alonso, J Fernández de Ullivarri J, H Rojas Quinteros, J Scandaliaris J & S Fajre. 2011a. Assesing a sustainable sugar cane production system in Tucumán, Argentina. Part one: Sugar cane harvest residue (trash) decomposition dynamics. Revista Industrial y Agrícola de Tucumán 88 (1): 1-12.
- Digonzelli P, MJ Tonatto, ER Romero, GA Sanzano, J Fernández de Ullivarri, JA Giardina & J Scandaliaris. 2011b. Assessing a sustainable sugar cane production system in Tucumán, Argentina. Part II: soil water and thermal regime, stalks population dynamics and sugarcane production. Revista Industrial y Agrícola de Tucumán 88 (2): 1-10.

- Digonzelli PA, J Fernandez de Ullivarri, ML Tortora, M Medina & MF Leggio Neme. 2016 Evaluación de la descomposición del residuo de la cosecha en verde de la caña de azúcar (RAC) en Tucumán, Argentina. 10º Congreso ATALAC. Veracruz México. 29 de agosto al 02 de septiembre.
- Fernández de Ullivarri J, PA Digonzelli, M Medina, F Pérez Alabarce, MF Leggio Neme & A Marto. 2012. Efecto del residuo de la cosecha en verde de la caña de azúcar sobre la humedad del suelo en el este de Tucumán, R. Argentina. Avance Agroindustrial 33 (2): 17-32.
- Galantini JA & L Suñer. 2008. Soil organic matter fractions: analysis of Argentine soils. Agriscientia XXV (1): 41-55.
- Galdos, MV; CC Cerri & CEP Cerri. 2009. Soil carbon stocks under burned and unburned sugarcane in Brazil. Geoderma 153: 347-352.
- Graham MH; RJ Haynes & JH Meyer. 2002. Soil organic matter content and quality: effects on fertilizar applications, burning and trash retention on a long-term sugarcane experiment in South Africa. Soil Biology & Biochemistry 34: 93-102.
- Gregorich EG, Carter MR, DA Angers, CM Monreal & BH Ellert. 1994. Towards a minimun data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. Canadian Journal of Soil Science 74: 367-985.
- Manlay RJ, C Feller & MJ Swift. 2007. Historical evolution of soil matter concepts and their relationships with the fertility and sustainability of cropping systems. Agriculture, Ecosystems and Environment 119: 217-233.
- Morandini M, Figueroa R, Perez Zamora F & J Scandaliaris. 2005. The effects of green-cane trash blanket on soil temperature, soil moisture and sugarcane growth. XXV International Society of Sugar Cane Technologists Congress 25-30 de enero, Guatemala, Guatemala. Pp. 231-236.
- Nelson DW & LE Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. En: AL Page, RH Miller & DR Keeney. Methods of soil analysis. Part 2 Chemical and Microbiological Properties, pp: 539-579.
- Ostengo S, MA Espinosa, JV Díaz, ER Chavanne, DD Costilla & MI Cuenya. 2015. Relevamiento de la distribución de variedades y de otras tecnologías aplicadas al cultivo de la caña de azúcar en la provincia de Tucumán: campaña 2013/2014. Gacetilla Agroindustrial 78: 3-17.
- Page, KL; M Bell & RC Dalal. 2013. Changes in total soil organic corbon stocks and carbon fractions in sugarcane systems as affected by tillage and trash management in Queensland, Australia. Soil Research 51: 608-614.
- Robertson FA & Thorburn PJ. 2007. management of sugarcane harvest residues: consequences for soil carbon and nitrogen. Australian Journal of Soil Research 45: 13-23.
- Sanzano GA & GS Fadda. 2009. Características de los suelos para caña de azúcar: recomendaciones de manejo. En: Manual del Cañero. ER Romero, PA Digonzelli, & J Scandaliaris (Eds.). Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres, Tucumán- Argentina. Pp. 23-34.
- Sanzano GA, FA Sosa, CF Hernández, M Morandini, H Rojas Quinteros, JI Romero & PA Digonzelli. 2009. Evaluación de la erosión hídrica en caña de azúcar con y sin cobertura de maloja. Avance Agroindustrial 30 (3): 16-18.
- Silva AJN; MR Ribeiro; FG Carvalho; VN Silva & LESF Silva. 2007. Impact of sugarcane cultivation on soil carbon fractions, consistence limists and aggregate stability of yellow latosol in northeast Brazil. Soil & Tillage Research 94: 420-424
- Tortora ML, N Grellet Naval, L Vera, J Fernández de Ullivarri, PA Digonzelli & ER Romero. 2013. Effect of sugar cane trash blanketing on the development of microorganisms of agronomic and enviromental interest.. XVIII International Society of Sugar Cane Technologists Congress. 24-27 Junio. San Pablo, Brasil. Pp. 1-10.
- Zuccardi, RB & GS Fadda. 1985. Bosquejo agrológico de la Provincia de Tucumán. Miscelánea FAZ-UNT.(86).

C4P48. BUENAS PRÁCTICAS DE MANEJO Y CONSERVACIÓN DE SUELO Y AGUA EN LOS VALLES TEMPLADOS. JUJUY, ARGENTINA

Fernandez, Gabriela S. [1,2]; Diez Yarade, Laura G. [1,2] y Carlos G. Torres[1]
[1]Facultad de Ciencias Agrarias de la UNJu. Alberdi 47.
[2]INTA AER Perico. EEA Salta. gabrielasilviafernandez@yahoo.com.ar

RESUMEN

En los Valles Templados, las lluvias son de tipo orográfico, disminuyen a medida que se alejan de las serranías hacia el fondo de los valles. Es una región de clima templado en invierno y cálido en verano. Los suelos presentan una gran variabilidad en cuanto al tipo de material originario y al grado de evolución y desarrollo, no obstante son los suelos más productivos de la provincia de Jujuy. Existe agricultura bajo riego (tabaco, caña de azúcar, hortalizas, frutales y flores), en menor grado a secano (poroto, maíz y soja) y ganadería de monte en áreas marginales, también se produce el avance de la urbanización sobre tierras productivas como un proceso muy importante de cambio de uso del suelo. En el área de estudio se determinó que la erosión hídrica es un problema relevante, y las principales causas son las prácticas agrícolas intensivas no sustentables. El objetivo general es proponer el uso y la ejecución de las prácticas sustentables de manejo de suelo y aguas para esta zona agroecológica de la provincia de Jujuy. Además de determinar áreas de priorización para la ejecución de dichas actividades. Articular con instituciones y actores del territorio, para propender a la difusión de estas prácticas. Se elaboró un listado de las principales prácticas de manejo de suelos y agua para las actividades agropecuarias en los Valles Templados de Jujuy, ya que si no se toman medidas correctoras y mitigadoras, los suelos continuarán degradándose y reduciendo su horizonte fértil, disminuyéndose consecuentemente los rendimientos de los cultivos y ocasionando el abandono de tierras. Cabe destacar que para que se realice la ejecución de las prácticas se deberán promover espacios de encuentro con los actores involucrados, donde surja, luego de un análisis más profundo y acabado del funcionamiento de los sistemas de producción en cuanto al manejo del suelo y agua, un diagnóstico con la descripción de los problemas para que se pueda avanzar con una propuesta consensuada de las soluciones alternativas posibles.

Palabras claves: sustentabilidad, práctica de manejo de suelos y agua

INTRODUCCIÓN

La Provincia de Jujuy está ubicada al noroeste de la República Argentina. Las coordenadas extremas se encuentran entre los 21º 47´ - 24º 37´ S y los 64º 09´ - 67º 19´ W. Se diferencian ambientes muy cambiantes en cortas distancias por influencia marcada del relieve sobre el clima. Se delimitan en consecuencia, áreas naturales características, conocidas como Puna, Quebrada de Humahuaca, Valles Templados y Ramal, con producciones agrícola, pecuaria y forestal, propias de cada ambiente. Las altitudes son muy variables, encontrándose su punto más bajo a aproximadamente los 300 metros sobre el nivel del mar (m.s.n.m.) en el extremo noreste del Ramal y en diversos sectores de la Puna las alturas superan los 4.500 m.s.n.m. La superficie provincial es de 53.219 km^2. Alrededor del 75% de su territorio está ocupado por altiplanicies y montañas andinas y subandinas, el resto son valles, llanuras y formaciones sub montañosas, que se encuentran generalmente por debajo de los 1.300 m.s.n.m. (Braun Wilke et al., 2001).

En los Valles Templados, las lluvias son de tipo orográfico, disminuyen a medida que se alejan de las serranías hacia el fondo de los valles. Es una región de clima templado en invierno y cálido en verano. Registra temperaturas medias relativamente bajas (20 °C para el mes más cálido y de 11 °C para el mes más frío), debido a su altura promedio de 1100 msnm. Los suelos presentan una gran variabilidad en cuanto al tipo de material originario y al grado de evolución y desarrollo, no obstante son los suelos más productivos de la provincia de Jujuy. (Buitrago y Larrán, 1992 y Torres y Fernandez, 1996). Existe agricultura bajo riego (tabaco, caña de azúcar, hortalizas, frutales y flores) en menor grado a secano (poroto, maíz y soja) y ganadería de monte en áreas marginales, siendo el avance de la urbanización sobre tierras productivas un proceso muy importante de cambio de uso del suelo. En tal sentido, el agua es un recurso escaso y de gran valor, sin embargo su utilización es poco eficiente, a ello se le suma la competencia cada vez mayor para uso humano, es por esto, que se pretende contribuir a la generación de conocimiento e información que permita poner en valor el manejo racional de este recurso escaso, siendo una necesidad estratégica el maximizar la eficiencia de aplicación, tanto por la importancia social en el área de estudio, como por los beneficios que traerían aparejados a la economía provincial.

Objetivo general: Proponer el uso y la ejecución de las prácticas de manejo de suelo y aguas de manera sustentable.

Objetivos específicos: Determinar áreas de priorización para la ejecución de dichas actividades. Articular con instituciones y actores del territorio, para propender a la difusión de las prácticas de manejo apropiadas de suelos y aguas en un área de la provincia de Jujuy.

MATERIALES Y MÉTODOS

Existe diversa y abundante bibliografía respecto de las prácticas de manejo y conservación de suelos y aguas, y surge como primera instancia analizar y estudiar los factores predisponentes para la degradación de suelos en general y para cada área en particular. Ello permite encontrar alternativas de manejo culturales, agronómicas y de infraestructura para prevenir y corregir procesos de degradación de suelos (FAO, 2000; Suarez de Castro F., 1980).

En el área de estudio se determinó que la erosión hídrica es un problema relevante (Torres, C.G. y G.S. Fernández. 1996 y Torres, C.G., Fernández G.S. y L.G. Diez Yarade. 2015). Además en una consulta a expertos (Fernández G. et al., 2011) se menciona que las principales causas se deben a la agricultura intensiva, deficiente sistematización de suelos, mal manejo de la cubierta vegetal y de la materia orgánica, un inadecuado uso de la maquinaria agrícola, mal manejo del riego, pérdida por derrames y poca eficiencia de distribución y monocultivo sin rotación de tabaco o de ciertas hortalizas, sin incorporación de prácticas de recuperación suelos (abono verde, rotación), o destrucción de rastrojo.

El área de estudio puede observarse en la Figura 1.

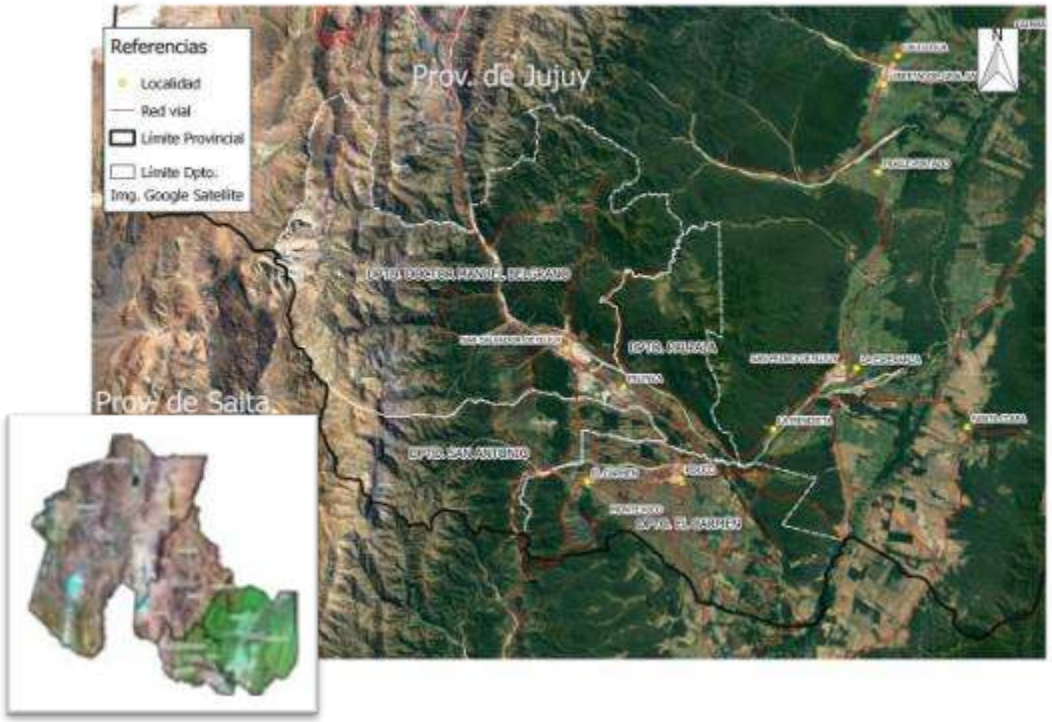


Figura 1: Imagen de los Valles Templados de Jujuy (Gentileza del Laboratorio de Teledetección EEA INTA Salta) 2018.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para el área de los Valles Templados de Jujuy se han sistematizado las principales prácticas de meno conservacionista de suelos y agua las cuales se encuentran en la Tabla 1.

Tabla 1: Listado de prácticas de Manejo de Suelos y Agua para Actividades Agropecuarias en los Valles Templados de Jujuy

Nombre de la Práctica	Características y Control de la degradación
Cultivo en contorno	Práctica simple y de gran eficacia en el control de la erosión; consiste en la siembra de cultivos en función de las curvas de nivel del terreno, es decir en dirección perpendicular a la pendiente natural más pronunciada. Tanto en áreas bajo riego, como a secano, es común observar procesos erosivos por acción del agua de riego o por lluvias, producto de la realización de cultivos sin control de las pendientes naturales.
Terrazas	Consisten en camellones que se construyen a diferentes intervalos para cortar la pendiente principal y con ello la escorrentía, evitando que las aguas adquieran velocidad y con ello volumen erosivo. Las terrazas son estructuras utilizadas en terrenos con pendientes menores al 0,5 % y se recomienda usarlas con pendientes mayores al 0,7%. En los Valles Templados, se observa que los procesos erosivos son graves, sobre todo en lugares donde se realizan producciones de grano grueso a secano.
Represas	Son excavaciones en el terreno, con taludes terraplenados y compactados, se recomienda su ubicación en el sector de mayor altura, de tal manera que domine el predio y se pueda conducir el agua por gravedad. El principal problema del área es que la entrega se hace por turnos de riego cada 5,5 días. Esta situación ocasiona disminuciones en la eficiencia de distribución y aplicación del agua de riego, dificultando también el manejo de los volúmenes utilizados, causando erosión en las cabeceras de los surcos y sedimentación en sectores deprimidos de los mismos.
Cortina rompeviento	Consiste en la implantación de árboles o arbustos alrededor de campos abiertos de modo tal de proteger a los mismos de los daños producidos por el viento, que como agente de erosión produce degradación en los suelos, disminuye la conservación de humedad, con la consecuente disminución de los rendimientos en cultivos. En los Valles Templados los vientos son de menor frecuencia y velocidad, pero las tormentas convectivas propias de dichas zonas, son acompañadas por fuertes vientos arremolinados que producen graves daños en los cultivos.
Cultivos de cobertura	Es una práctica que favorece la protección del suelo y evita la pérdida de humedad de los horizontes superficiales. Además, como beneficio secundario, aporta materia orgánica al suelo. Los suelos desnudos, son susceptibles a la acción de los agentes erosivos, a la degradación de la materia orgánica y a la pérdida de humedad del perfil productivo del suelo.
Fertilización	Consiste en la aplicación de elementos nutrientes con el propósito de cubrir las demandas de los cultivos y mantener la productividad del suelo. En general se observa que la fertilización se realiza sin el adecuado diagnóstico del estado nutricional de los suelos, por lo que existe sub y sobre dosificación. Es así que la elección de qué fertilizantes comerciales utilizar depende de la oferta en el mercado local. Otro problema relevante es la falta de eficiencia en la aplicación, por ejemplo los productores familiares la realizan manualmente siendo la distribución irregular, también es factible que se produzca arrastre del fertilizante por un inadecuado trazado de surcos y el uso de altas pendientes
Manejo de materia orgánica	Es una práctica tendiente a mantener el contenido de materia orgánica del suelo como componente esencial para el sostén de la actividad biológica y de las propiedades físico - químicas del suelo. Debido a la intensa radiación solar, las altas temperatura y los excesivos laboreos realizados principalmente en los suelos destinados a las actividades agrícolas intensivas, se observa en general que los suelos cultivados de los Valles Templados poseen contenido de materia orgánica bajo.
Rotación	Es la sucesión recurrente y regular de diferentes cultivos en el mismo espacio productivo. La rotación debe basarse en un plan a mediano y largo plazo, los cultivos que intervengan deben tener exigencias nutricionales diferentes, no ser susceptibles a las mismas plagas o enfermedades y ofrecer distintos grados de protección al suelo. Se debe realizar un plan de sucesión de cultivos y prácticas para cada uno de ellos. La ausencia de rotación es y produce la pérdida de materia orgánica, de propiedades físico – químicas del suelo, en especial pérdida de porosidad (compactación) y por supuesto pérdida de la fertilidad química.
Labranza conservacionista	Dentro de las labranzas conservacionistas, se incluyen las labranzas mínima, vertical y siembra directa. Consisten en limitar el número de labores culturales a aquellas necesarias y esenciales para producir un cultivo y prevenir el daño al suelo. Evita la inversión del pan de tierra, con un mínimo de mezcla de la parte superficial del mismo y para romper capas limitantes por debajo de la profundidad normal de arada, mejorando de esta forma la penetración del agua, las raíces y una mejor aireación. En toda la provincia existe una impronta cultural que promueve el laboreo intenso del suelo con consecuencias de un marcado deterioro de las propiedades físico químicas, como la disminución de la CIC, de materia orgánica, reducción de la actividad biológica y aumento de la densidad aparente entre las principales.
Control de cauces y márgenes	Los cauces de ríos y arroyos de la geografía de Jujuy, provocan erosión de márgenes lo que afecta tanto áreas productivas como áreas urbanizadas. El principal problema es la pérdida de tierras con aptitud agrícola y ganadera. En los Valles Templados donde el relieve es más estable, hay menores pendientes pero la alta carga de sedimento transportada, genera cambios en los cursos y consecuentemente erosión de márgenes y taludes.
Control de cárcavas	La presencia de cárcavas es una manifestación grave de erosión hídrica, y es común en todas las áreas naturales de la provincia de Jujuy. Es la forma de erosión más fácilmente perceptible y se origina por escurrimiento superficial del agua. En función de la pendiente y la topografía el flujo concentrado de agua provoca el aumento de las dimensiones de los surcos formados inicialmente, hasta transformarse en grandes zanjas llamadas cárcavas.
Control de salinidad y sodicidad	Se realizan un conjunto de prácticas para disminuir las concentraciones de los cationes Ca++, Mg++, Na+ y K+ de la solución del suelo, eliminando el exceso de estos cationes por lavado, sustitución química del Na+ por Ca++, es decir a través del empleo de técnicas hídricas, químicas, físicas y biológicas según el tipo de problema. En el área de estudio se pueden observar lotes

	improductivos y abandonados debido a las altas concentraciones de cationes.
Drenaje parcelario y zonal	Consiste en la eliminación del exceso de agua subsuperficial del suelo, ya sea a nivel zonal o a nivel parcelario. En las zonas con menor altitud a nivel del mar de los Valles Templados, ocurre disminución de la productividad de los campos y en casos extremos, inhabilitación de lotes debido al ascenso de la capa freática. Este problema trae aparejado eventualmente un incremento de sales en los suelos. Este ascenso del nivel freático puede ser debido a una baja permeabilidad natural o como consecuencia del inadecuado laboreo, aportes de los subálveos fluviales, escurrimiento superficial o filtraciones provenientes de las tierras altas, causas locales más frecuentes en nuestra provincia.
Aguadas y Bebederos	Son lugares o sitios con una fuente de agua, destinados para abrevado del ganado. La disponibilidad de agua para bebida en cantidad y calidad, es de fundamental importancia, ya que puede transformarse en un factor limitante del estado sanitario y del nivel productivo del animal, lo que ocasiona la pérdida del bienestar animal y las consiguientes pérdidas económicas para el productor.
Senderos para ganado	Son las vías de circulación de ganado. La circulación de los animales por sitios con relieves de pendientes fuertes, en zonas de serranía, o por relieves estabilizados pero de pendientes largas, aportan al escurrimiento del agua por los senderos debido a la pérdida de la cobertura y compactación del suelo. Estos tres factores coadyuvan para favorecer la erosión del suelo.
Implantación de pasturas	Es la siembra e implantación de especies anuales o perennes destinadas a la alimentación animal (sorgo, alfalfa, pasto llorón, gatton panic, entre otras). En nuestra provincia la ganadería en general se realiza en base a pasturas naturales sin considerar la capacidad de la carga animal, ello origina sobrepastoreo de la cubierta vegetal y degradación de los recursos forrajeros.
Manejo silvopastoril y manejo racional del ganado a monte	Prácticas que se basan en el uso de áreas de monte para la producción pecuaria, de manera tal de proveer alimento al ganado, con una adecuada conservación del suelo y de la humedad, además permitir la acumulación de mantillo y la regeneración de especies leñosas deseadas, estableciendo una época de veda que permita la germinación de estas especies. Debido a que no se maneja la carga animal, ni el cierre de lotes, los animales divagan por los montes, consumiendo renovales de especies de interés en épocas de escaso alimento, es por ello que los montes en muchas ocasiones se degradan. El pastoreo en bosques de madera dura reduce su valor productivo y protectivo.
Pastoreo controlado	Consiste en realizar el manejo racional del ganado para mantener una cubierta vegetal que permita tanto la regeneración del forraje como la protección del suelo de los procesos erosivos. En la actualidad se observa que la ganadería local se realiza en pasturas naturales, de forma extensiva, lo que genera sobrepastoreo, esta situación conduce posteriormente a la quema de pastizales para favorecer el rebrote, y con ello combustiona la materia orgánica y se deja desprotegido y expuesto el suelo.



Foto 1: Cultivos de Cobertura



Foto 2: Dren a cielo abierto

CONCLUSIONES

La propuesta del uso y la ejecución de prácticas de manejo de suelos y aguas de manera sustentable en los Valles Templados de Jujuy, es relevante para propender al mantenimiento y/o mejora de la productividad de los sistemas de producción y la sustentabilidad ambiental y social. Si no se toman medidas correctoras y mitigadoras, los suelos continuarán degradándose y reduciendo su horizonte fértil progresivamente, acarreando futuras disminuciones de rendimientos de los cultivos y el abandono de tierras. Cabe destacar que para que se realice la ejecución de las prácticas, se deberán promover espacios de encuentro con los actores involucrados, donde surjan, luego de un análisis más profundo y acabado del funcionamiento de los sistemas de producción en cuanto al manejo del suelo y agua, un diagnóstico con la

descripción de los problemas para que se pueda avanzar con una propuesta consensuada de las soluciones alternativas posibles.

BIBLIOGRAFÍA

- Braun Wilke et al. 2001. Carta de Aptitud Ambiental de la Provincia de Jujuy. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Jujuy.
- Buitrago, L. y M. Larrán. 1992. El Clima de la Provincia de Jujuy. Cátedra de Climatología. Facultad de Ciencias Agrarias. UNJu.
- FAO. 2000. Manual de prácticas integradas de manejo y conservación de suelos. Roma, Italia.
- Fernandez, Gabriela S.; Diez Yarade, Laura G; Regazzoni, Juan E., Madariaga Andrés y Fernando Noceti. 2011. Degradación Ambiental en la Provincia de Jujuy. Diagnóstico por Consulta a Expertos. Causas, Efectos y Posibles Líneas de Acción. Salta: INTA EEA Salta. ISBN 978-987-679-067-.
- Suarez de Castro, F. 1980. Conservación de suelos. 3º edición. Ed. IICA. San José de Costa Rica.
- Torres, C.G.; Fernández, G.S.; Lamas, H.E. y R.J. Boccardo. 1998. Erosión actual de los suelos agrícolas en la provincia de Jujuy. AGRARIA N° 3 Revista Científica de la Facultad de Ciencias Agrarias UNJu. ISSN 0328-8080 Págs. 67 – 74.
- Torres, C.G. y G.S. Fernández. 1996. Erosión actual en los suelos de los Valles Templados de Jujuy. Agraria. Revista Científica Facultad de Cs. Agrarias. UNJu. Vol I. Tomo I.
- Torres, C.G., Fernández G.S. y L.G. Diez Yarade. 2015. Provincia de Jujuy. El Deterioro del Suelo y del Ambiente en la Argentina. Tomo II. FECIC. Bs. As.

C4P49. CANTIDAD Y DISTRIBUCION DE RAICES EN PASTURAS PERENNES

Fernández Romina[1]*, Frasier Ileana[1], Scherger Eric[1], Uhaldegaray Mauricio[1], Oderiz Juan[1], Gómez Florencia[1] y Quiroga Alberto[1,2].

[1] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), EEA Anguil "Ing. Agr. Guillermo Covas", INTA, ruta Nac. Nº 5 km 580, 6326 Anguil, La Pampa, Argentina.
[2] Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa.
*fernandez.romina@inta.gob.ar

RESUMEN

Resulta de gran interés investigar acerca de la cantidad y distribución de raíces en pasturas perennes. Se planteó como objetivo de trabajo evaluar la cantidad y distribución de raíces en profundidad de Festuca-Agropiro y Agropiro–Alfalfa, fertilizada con nitrógeno y sin fertilizar, y relacionar la biomasa de raíces con la biomasa aérea. Sobre un Paleustol petrocálcico de la planicie con tosca de la Región Semiárida Pampeana se establecieron dos pasturas, Festuca-Agropiro (F-A) y Agropiro-Alfalfa (A-A) fertilizadas (F) y sin fertilizar (T). Se determinó por 4 años biomasa aérea, y en el cuarto año se muestreó biomasa y distribución de raíces al metro de profundidad. La biomasa de raíces en F-A fertilizada fue superior en los primeros 20 cm con respecto al testigo y en ambos tratamientos se encontró el 70% de las raíces evaluadas estuvieron en los primeros 20 cm. En A-A la biomasa de raíces en ambos tratamientos fue similar en todas las profundidades evaluadas, y en los primeros 20 cm de profundidad se hallaron el 53 y 55 % de las raíces en T y F respectivamente. Con respecto a la relación biomasa raíz-biomasa aérea se comprobó que los valores hallados fueron entre 2,9 y 4,1. Los resultados de esta relación indicaron que F-A tanto T como F presentó mayor valor con respecto a los mismos tratamientos en A-A. La mayor relación encontrada en F-A podría ser atribuida a la limitación del nitrógeno edáfico, en cambio en A-A el aporte del nitrógeno por parte de la leguminosa tornaría un ambiente con menos limitación nitrogenada produciendo menor cantidad de raíces con respecto a la producción de biomasa aérea. La distribución de raíces en el perfil hasta los 100 cm de profundidad dependió principalmente de las especies que integran la pastura, como también de la fertilización nitrogenada.

Palabras claves: Festuca-Agropiro; Agropiro-Alfalfa, Fertilización.

INTRODUCCIÓN

Actualmente en la Región Semiárida Pampeana existe un creciente interés por parte de los productores en volver a sistemas de producción donde las rotaciones con pasturas nuevamente estén involucradas (Fernández *et al*., 2017).

La alfalfa es frecuentemente utilizada en mezclas con gramíneas perennes como festuca, agropiro (entre otras), para mejorar la calidad, distribución estacional y producción de la pastura (Sleugh *et al*., 2000). Estas especies presentan un gran sistema radicular (Carámbula, 2007), lo cual les permite buscar recursos como agua y nutrientes a mayor profundidad.

En ambientes con regímenes de humedad ústico y perfiles de suelo limitados en profundidad por la presencia de manto calcáreo, se ha comprobado que la alfalfa puede condicionar la producción y distribución estacional de la gramínea perenne (Vallejo *et al*., 2002). No obstante, estudios recientes llevados a cabo en Paleustoles petrocálcicos demostraron que la consociación entre Agropiro-Alfalfa permitió obtener mayor producción de biomasa aérea y de mejor calidad con respecto a gramíneas puras (Festuca-Agropiro). Además, el efecto de la fertilización en Festuca-Agropiro se tradujo en primera instancia en calidad y luego en la cantidad del forraje producido (Fernández *et al*., 2017). Sin embargo, la mayoría de los estudios se centran en la parte aérea de los cultivos sin considerar que la producción de pasto y/o grano depende del crecimiento de la parte aérea y de las raíces.

En la Región Semiárida Pampeana actualmente se cuenta con información acerca de la cantidad y distribución de raíces de diferentes cultivos de cobertura (Oderiz *et al*., 2017; Frasier *et al.*, 2016b) y el efecto que tienen sobre la dinámica de nutrientes. Pero aún no se ha abordado esta temática en pasturas perennes que integran los sistemas mixtos en dicha región. En la bibliografía se plantea la necesidad de investigar los efectos benéficos para el suelo, de rotaciones que incluyan especies vegetales con diferentes arquitecturas de raíces y distintas profundidades de enraizamiento (Torres-Guerrero *et al*., 2013).

Se planteó como objetivo de trabajo evaluar la cantidad y distribución de raíces en profundidad de Festuca-Agropiro, Agropiro–Alfalfa, fertilizada y sin fertilizar, y relacionar la biomasa de raíces con la biomasa aérea.

MATERIALES Y MÉTODOS

Dentro de la estación experimental "Guillermo Covas" de INTA sobre un *Paleustol petrocálcico* se sembraron dos pasturas bifíticas, compuestas por Festuca (*Festuca arundinacea* var. Flecha) y Agropiro alargado (*Thinopyrum ponticum* var. Hulk) (10 y 17 kg ha^{-1} respectivamente), y otra con Alfalfa (*Medicago sativa*) y Agropiro alargado (*Thinopyrum ponticum* var. Hulk) (10 y 25 kg ha^{-1} respectivamente) en el mes de mayo de 2012. Los tratamientos fueron Festuca-Agropiro (F-A) y Alfalfa-Agropiro (A-A) sin aporte de nutrientes (T) y fertilizado (F) con nitrógeno (60 kg ha^{-1}). La fertilización se realizó en septiembre del 2012, repitiéndose en abril del 2013, 2014 y 2015.

Durante los 4 años de pastura (considerando el año calendario de mayo a mayo), se determinó la biomasa aérea tomando como criterio de defoliación la aparición de la tercer hoja expandida por encima de la última hoja cortada en el macollo. Los cortes se realizaron en una superficie de 0,50 m^2 en cada parcela a 5 cm del suelo y las muestras fueron secadas en estufa a 60ºC para la determinación de materia seca (MS).

En el cuarto año de la pastura se determinó la biomasa de raíces totales al metro de profundidad con intervalos de 20 cm con tres replicas por tratamiento. Cada réplica estuvo compuesta por dos submuestras equidistantes tomadas sobre la línea de siembra y el entresurco utilizando un barreno tubular de 8 cm de diámetro (D). Además se registró la distancia entre plantas (d) y el ancho de cada mata (a). Las muestras se almacenaron en freezer (-20ºC) hasta su procesamiento. Para separar las raíces del suelo se utilizó un tamiz de 250 µm (Barley, 1970) aplicándoles presión con un chorro de agua. Las raíces se recolectaron manualmente utilizando una pinza metálica y se colocaron en estufa a 40ºC por 24 hs para registrar su peso seco. La biomasa total de raíces (BRT) se calculó de acuerdo con la metodología propuesta por Frasier *et al.*(2016a) [1].

$$BRT = \frac{(\sum \text{peso seco raíces en ES})}{(\pi \times D^2/4)} \times I_{ES} + \frac{(\sum \text{peso seco raíces en LS})}{(\pi \times D^2/4)} \times I_{LS} \quad [1]$$

Los porcentajes de participación de las raíces sobre el entresurco (I_{ES}) y la línea de siembra (I_{LS}) son una modificación del método original y se obtuvieron a partir de las ecuaciones [2] y [3].

I_{ES} = (d / distanciamiento a la siembra) x 100 [2]

I_{LS} = (a/2) / distanciamiento a la siembra x 100 = 100 - I_{ES} [3]

Con esta información se calculó la relación entre biomasa aérea del último periodo de crecimiento y biomasa de raíces hasta los 100 cm de profundidad para cada tratamiento de fertilización.

Los resultados fueron analizados mediante ANOVA utilizando el Test de Tukey para la comparación de medias (α=0.1). Los análisis estadísticos se realizaron con el software InfoStat (Di Rienzo *et al*., 2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La distribución de raíces en el perfil fue dependiente de la fertilización para la pastura F-A, mientras que no ocurrió lo mismo en la pastura integrada por A-A (Figura 1). La biomasa de raíces en F-A fertilizada fue superior en los primeros 20 cm con respecto al testigo, pero en ambos tratamientos se cuantificó que el 70% de las raíces evaluadas al metro de profundidad se encontraron en los primeros 20 cm (Figura 1a). La biomasa de raíces a los 40, 60 y 80 cm fue similar entre ambos tratamientos de fertilización, en cambio a los 100 cm el tratamiento fertilizado presentó mayor biomasa que el testigo. Para A-A la biomasa de raíces en ambos tratamientos fue similar en todas las profundidades evaluadas. Se determinó que el 53 y 55 % de las raíces presentes al metro de profundidad estuvieron en los primeros 20 cm en T y F respectivamente (Figura 1b). Estos resultados permiten afirmar que la mayor presencia de raíces en los primeros 20 cm se asocia a un mayor contenido de materia orgánica, porosidad total y macroporosidad. Además la cantidad y distribución de las raíces dependerá de las especies que integren la pastura. En este sentido la bibliografía plantea que la arquitectura radical puede ser modificada por el manejo agronómico que se practique en los suelos agrícolas. La alteración de parámetros morfológicos de las raíces junto con la rotación de cultivos puede influir en la productividad de los agroecosistemas (Gregory, 2006).

La competencia de las raíces por los recursos en el perfil del suelo, está determinada por las diferencias genéticas de las especies, los aspectos biológicos del suelo, las propiedades físicas y químicas y las variaciones estacionales del medio ambiente (Klepper, 1987).

a) b)

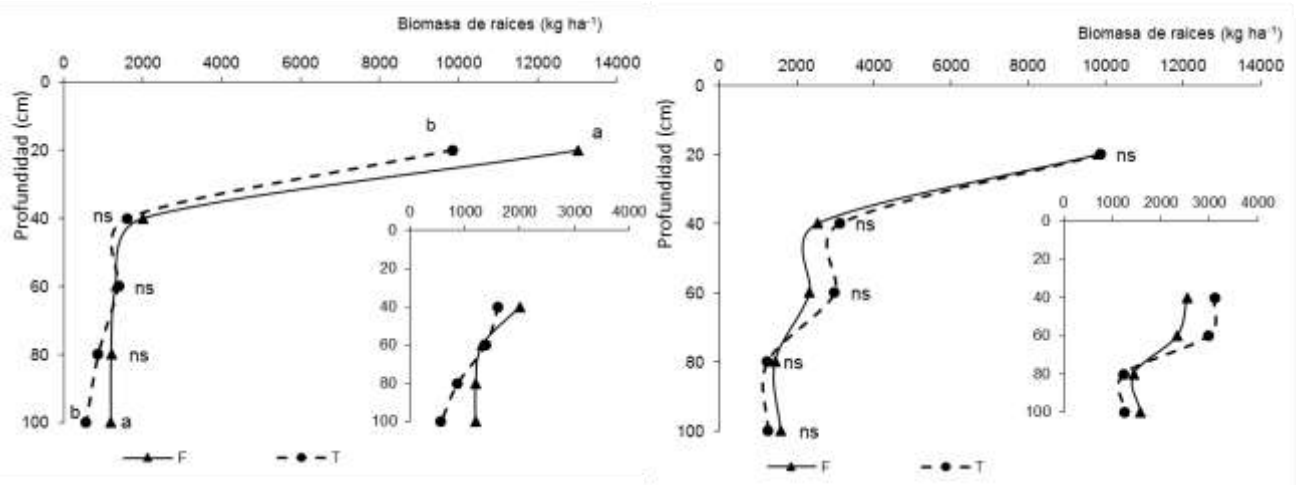


Figura 1: Distribución de biomasa de raíces en a) Festuca-Agropiro y b) Agropiro-Alfalfa, hasta 100 cm de profundidad. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización en cada profundidad de suelo ($p<0,10$).

La biomasa aérea de F-A fue dependiente del tratamiento de fertilización. El tratamiento F produjo mayor biomasa (+ 3583 kg ha^{-1}) que el T. En cambio, en A-A la fertilización no incrementó la biomasa aérea luego de los 4 años de producción. Esta falta de respuesta a la fertilización podría explicarse por la transferencia de nitrógeno desde la leguminosa hacia la gramínea, provocando un impacto en la producción en el tratamiento sin fertilización (Louarn *et al*., 2015).

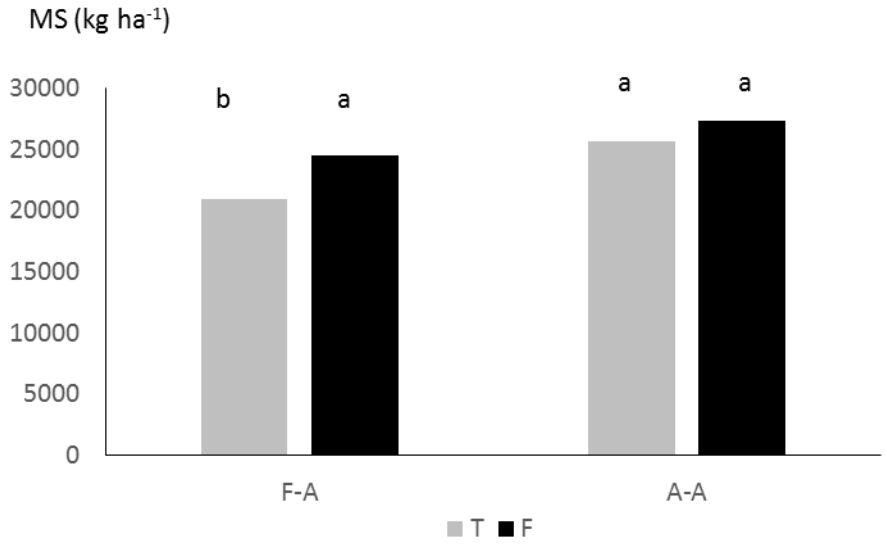


Figura 2: Biomasa aérea de Festuca-Agropiro (F-A) y Agropiro-Alfalfa (A-A), al finalizar el cuarto año de producción. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos de fertilización en cada pastura ($p<0,10$).

La relación entre la biomasa de raíces y la biomasa aérea ha sido utilizada como un indicador de cambios en la partición de fotoasimilados a estos órganos según la especie (Iwasa & Roughgarden, 1984) y el ambiente en el cual se desarrolla (Wilson, 1988). Los resultados de esta relación indicaron que F-A (tanto T como F) presentó mayor valor con respecto a los mismos tratamientos en A-A. Las relaciones obtenidas indican que por cada kilogramo de biomasa aérea,

existe por debajo de la superficie del suelo entre 3 y 4 veces más del peso en raíces. Estudios realizados en el Caldenal de la Región Semiárida Pampeana, sobre pastizales naturales de *Stipa tenuis* y *Piptochaetium napostaense*, reportaron relación de 7, mientras que para el pasto llorón (*Eragrostis curvula*), la relación fue menor (4) (Golberg *et al*., 2011). Los datos obtenidos en este trabajo se encuentran en concordancia con lo expuesto por Golberg et al (2011) quienes concluyen además que en zonas áridas y semiáridas las plantas deben invertir una considerable proporción de su productividad anual en la formación y mantenimiento del sistema radical para asegurar un suministro apropiado de agua. Además la bibliografía plantea que ésta relación responde a la disponibilidad de nutrientes, aumentando cuando existe una limitante en el suelo (Andrews *et al.*, 1999; Fageria & Moreira, 2011). Siguiendo con este concepto, la mayor relación encontrada en F-A podría ser atribuida a la limitación del nitrógeno edáfico, en cambio en A-A el aporte del nitrógeno por parte de la leguminosa tornaría un ambiente con menos limitación nitrogenada produciendo menor cantidad de raíces con respecto a la producción de biomasa aérea. Existen escasos estudios que evalúan esta relación en cultivos anuales. Actualmente se cuenta con información de diferentes cultivos invernales, en este sentido Oderiz *et al*., (2017) encontraron relaciones de 0,35 para centeno, mientras que valores superiores se determinaron en el cultivo de vicia (1,08). Bolinder *et al*. (2007) comparando la relación entre la biomasa de raíces y la biomasa aérea, en pasturas y cultivos agrícolas, obtuvieron mayor relación en la pastura (gramíneas + leguminosas) con respecto a cultivos anuales. Este mayor valor encontrado en la pastura, le confiere un gran potencial de fijar carbono en profundidad a través de la producción de biomasa radicular, que explicaría el aumento del carbono orgánico en la etapa de pastura de la rotación.

Tabla 1: Relación entre la biomasa de raíces hasta los 100 cm de profundidad (kg ha^{-1}) y biomasa aérea (kg ha^{-1}), en Festuca-Agropiro (F-A) y Agropiro-Alfalfa (A-A), en los tratamientos fertilizado (F) y sin fertilizar (T).

	Relación Biomasa Raíz-Biomasa Aérea	
	F-A	A-A
T	3,0	3,1
F	4,1	2,9

El estudio de las raíces en Ustoles de zonas semiáridas tiene vital importancia, debido a que según plantean los nuevos modelos conceptuales, las raíces contribuirían más a la formación de materia orgánica del suelo que la biomasa aérea de los cultivos. Además afectarían de manera directa la abundancia de microorganismos y la estabilidad estructural del suelo, influyendo positivamente en la conectividad del sistema poroso (Kätterer *et al*., 2011; Cotrufo *et al*., 2013).

CONCLUSIONES

La biomasa de raíces de F-A respondió positivamente a la fertilización (14255 y 18721 kg ha^{-1} para T y F respectivamente), mientras que en A-A se cuantificó similar biomasa radical en ambos tratamientos (18458 y 17707 kg ha^{-1} para T y F respectivamente). La relación biomasa radicular/biomasa aérea también fue mayor en el tratamiento de fertilización en F-A, mientras que en A-A este tratamiento presentó la menor relación. La distribución de raíces en el perfil hasta los 100 cm de profundidad dependió principalmente de las especies que integran la pastura, como también de la fertilización nitrogenada.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a las instituciones que financiaron el trabajo: Proyectos de INTA (PRET 1282101; PN 1133033, 1127032).

BIBLIOGRAFÍA

- Andrews, M; J Sprent; J Raven & P Eady. 1999. Relationships between shoot to root ratio, growth and leaf soluble protein concentration of *Pisum sativum, Phaseolus vulgaris* and *Triticum aestivum* under different nutrient deficiencies. Plant, Cell Environ. 22: 949–958.
- Barley, K. 1970. The configuration of the root systemin relation to nutrient uptake. Adv. Agron. 22: 159–201.
- Bolinder M; H. Janzen; E Gregorich; D Angers & A VandenBygaart. 2007. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. Agriculture. Ecosystems & Environment. 118: 29-42.
- Carámbula M. 2007. Las gramíneas. Pasturas y forrajes potenciales y alternativas para produ- cir forrajes. Agropecuaria Hemisferio Sur S.R.L. Bs As. pp. 108-111.
- Cotrufo, M; M Wallenstein; C Boot; K Denef & E Paul. 2013. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: Do labile plant inputs form stable soil organic matter? Glob. Chang. Biol. 19: 988-995.
- Di Rienzo J, F Casanoves, M Balzarini, L González, M Tablada & C Robledo. 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. http://www.infostat.com.ar.
- Fageria, N & A Moreira. 2011. The Role of Mineral Nutrition on Root Growth of Crop Plants. In: DL Sparks (ed.). Advances in Agronomy. Vol. 110. 1er ed. Pp. 251-331. Academic Press
- Fernández, R., I. Frasier, M. Uhaldegaray, A. Oderiz, E. Scherger & A. Quiroga. 2017. Eficiencia en el uso del agua en pasturas en un molisol de la región semiárida pampeana. Semiárida Rev. Fac. Agron. UNLPam. 27: 19-25.
- Frasier, I; E Noellemeyer; R Fernández & A Quiroga. 2016a. Direct field method for root biomass quantification in agroecosystems. MethodsX 3: 513-519.
- Frasier, I; A Quiroga & E Noellemeyer. 2016b. Effect of different cover crops on C and N cycling in sorghum NT systems. Science of the Total Environment 562: 628-639.
- Golberg A; M Ruíz; A Quiroga & O Fernández. 2011. ¿Qué le sucede a un cultivo cuando no llueve? Ediciones INTA, 93pp.
- Gregory P. 2006. Roots, rhizosphere and soil: the route to a better understanding of soil science? Eur. J. Soil Sci. 57: 2–12.
- Iwasa, Y & J Roughgarden. 1984. Shoot/root balance of plants: Optimal growth of a system with many vegetative organs. Theor. Popul. Biol. 25: 78-105.
- Kätterer, T; M Bolinder; O Andrén; H Kirchmann & L Menichetti. 2011. Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. Agric. Ecosyst. Environ. 141: 184-192.
- Klepper, B. 1987**.** Origin, branching and distribution of root systems. In Root development and functions. Ed. P Gregory, J Lake , & D Rowse.Camb. Uni. Press. 103-124.
- Louarn G., E. Pereira-Lops, J. Fustec, B. Mary, A. Voisin, P. de Faccio Carvalho & F. Gastal. 2015. The amounts and dynamics of nitrogen transfer to grasses differ in alfalfa and white clover-based grass-legume mixtures as a re- sult of rooting strategies and rhizodeposit qua- lity. Plant Soil 389: 289-305.
- Oderiz, J; M Uhaldegaray; I Frasier; R Quiroga; N Amiotti & P Zalba. 2017. Raíces de cultivos de cobertura. Cantidad, distribución e influencia sobre el N mineral. Ciencia del Suelo 35: 249-258.
- Sleugh B; K Moore; J George & E Brummer. 2000. Binary legume-grass mixtures improve forage yield, quality, and seasonal distribution. Agron. J. 92: 24-29.
- Torres-Guerrero C; J Etchevers; M Fuentes-Ponce; B Govaerts, F De León-González & J Herrera. 2013. Influencia de las raíces sobre la agregación del suelo. Terra Latinoamericana 31: 71-84.
- Vallejo A, R Souto & A Quiroga. 2002. Siembra directa y fertilización en sistemas ganaderos de la región semiárida. INTA Anguil, Bol. Div. Téc. 74: 1-13.
- Wilson, J. 1988. A review of evidence on the control of shoot:root ratio in relation to models. Ann. Bot. Anal. Chim. Acta. 61: 433-449.

C4P50. STOCK DE CARBONO Y NITRÓGENO EN UN HAPLUSTOL ÉNTICO BAJO DIFERENTES USOS DEL SUELO EN CÓRDOBA

Ferrero, Marina R[1].; Basanta, María[1, 2] y Alvarez, Carolina[3].

[1]Instituto Ciencias Básicas y Aplicadas, Universidad Nacional de Villa María, Córdoba. Argentina. marinaritaferrero@gmail.com
[2]INTA Rafaela, [3]INTA Manfredi

RESUMEN

Los suelos cuando son sometidos a cambios de uso experimentan diversas alteraciones asociadas a los cambios en los aportes de residuos vegetales. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de distintos usos del suelo sobre diversas variables edáficas asociadas al COS. El estudio se llevó a cabo en un establecimiento de la provincia de Córdoba (Argentina) en un suelo Haplustol éntico. Se evaluaron los usos de suelo: bosque nativo (BN) como situación prístina, uso agrícola (AP) y ganadero (GP) como situaciones productivas. Se midieron carbono orgánico total (%COT), stock de carbono orgánico del suelo (COS, Mg ha^{-1}), stock de nitrógeno (Nt, Mg ha^{-1}) estabilidad de agregados (%EA) y densidad aparente (DA, g cm^{-3}). En %COT se observaron diferencias significativas entre tratamientos para las profundidades 0-10, 10-20 y 20-30 cm presentando AP valores significativamente menores en relación a BN y GP valores intermedios. En términos relativos al stock de COS en BN, GP y AP han perdido 14 y 35% de COS, respectivamente. La relación C/N marco claramente diferencias en las distintas situaciones de uso, obteniendo valores superiores en GP y AP respecto BN. Los contenidos Nt fueron mayores en BN respecto a GP y AP. Al analizar el stock de NT hasta los 30 cm de profundidad se observa que existió efecto significativo ($P<0,05$) para el tratamiento BN en relación de GP y AP. La DA en los diferentes tipos de uso del suelo presentó una fuerte variación asociada al COS. En relación a la EA, el 34% de variación fue explicado por el COS a través de un modelo logarítmico. Si bien el suelo bajo ambos usos productivos presentó deterioro de las variables analizadas, GP se manifestó como un uso más sostenible que AP principalmente debido a su nivel de stock de COS.

Palabras claves: agrícola, ganadero, estabilidad de agregados, densidad aparente, relación C/N

INTRODUCCIÓN

La calidad de suelo (CS) se define como su capacidad para funcionar dentro de los límites de un ecosistema natural o manejado, sostener la productividad de plantas y animales, mantener o mejorar la calidad del aire y del agua, y sostener la salud humana y el hábitat (Karlen *et al*., 1997). Las propiedades físicas, químicas y biológicas pueden resultar buenos indicadores de CS, aunque podrían presentar variaciones en función del tipo de suelo, escala de estudio y ambiente (Shukla *et al.*, 2005)

En Argentina la conversión de ecosistemas naturales a agroecosistemas ha provocado un deterioro de la calidad del suelo causada por la disminución de los aportes de biomasa vegetal que se traduce en disminución de los contenidos de materia orgánica del suelo (MOS). Este cambio en el uso del suelo, llamado "agriculturización" se ha caracterizado por el aumento de la superficie bajo agricultura continua (sin rotaciones con pasturas) y por una alta proporción de soja en monocultivo (Caride *et al*., 2012). Por otro lado, los sistemas ganaderos se han intensificado con elevadas extracciones de biomasa y muy escasa restitución de carbono al suelo (Basanta *et al*, 2012). Luego de los cambios en el uso del suelo sobrevienen una serie de modificaciones de propiedades físicas y químicas que afectan su fertilidad y aumentan su susceptibilidad a la compactación y a la erosión (Neill, *et al*., 1998). En varias regiones del mundo el carbono orgánico del suelo (COS) ha disminuido debido a la conversión de sistemas con vegetación nativa a sistemas cultivados, estabilizándose en contenidos de COS que varían entre 40 a 60% de su valor original. El valor de COS en el nuevo equilibrio dependerá de varios factores como el clima, las características físicas y químicas del suelo y de las prácticas de manejo de los cultivos (Robertson & Paul, 2000).

El COS está conformado por fracciones de diferente labilidad, las cuales son consideradas como las más sensibles a los cambios de uso del suelo y de cultivo (Haynes, 2000; Six *et al*. 1999; Studdert & Echeverría 2000). Cualquier tipo de alteración en la dinámica de estas fracciones puede afectar a las propiedades químicas, físicas, y biológicas del suelo, siendo fundamental para la obtención de cultivos con niveles de producción elevados y estables (Christensen, 1987). Las propiedades físicas como la densidad del suelo y la estabilidad de su estructura son altamente dependientes del COS ya

que este es el principal agente estabilizador de la estructura del suelo. Los sistemas de manejo con bajo aporte de residuos vegetales se caracterizan por bajos contenidos de COS y por baja estabilidad de su estructura, disminuyendo la estabilidad del sistema de poros y por consiguiente favoreciendo la densificación del suelo (Ferreras et al, 2007). Las reducciones en los aportes de masa vegetal y las alteraciones en las propiedades físicas afectarían significativamente la tasa de mineralización y los contenidos de COS (Schimel *et al*., 1985) y en mayor grado la tasa de mineralización del N (Hassink *et al*., 1993) condicionando significativamente la productividad de los cultivos.

En los establecimientos agropecuarios del centro y sudeste de Córdoba es común encontrar situaciones de uso puramente agrícolas con cultivos anuales para cosecha de granos coexistiendo con usos del suelo puramente ganaderos donde toda la biomasa producida se destina a la alimentación del ganado. Bajo la hipótesis de que diferentes usos del suelo provocan diferencias importantes en la cantidad de carbono aportado al suelo, este trabajo tuvo como objetivo evaluar el efecto de distintos usos del suelo sobre diversas variables edáficas asociadas al COS.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se llevó a cabo en el establecimiento agropecuario La Cenobia (Latitud 32° 28’ 42,4’’ S, Longitud 63° 17’ 39,6’’ O) ubicado en el Departamento General San Martín, en el sudeste de la provincia de Córdoba, Argentina. El clima es semiárido con una precipitación media anual de 778 mm, con el 80% de las mismas concentrada en el periodo primavero-estival. La temperatura media anual de 16,5 ºC, con promedio de 9,5 °C en el mes más frío y de 23,4 °C en el más cálido (Jarsun *et al*., 1987). El suelo es un Haplustol éntico (Soil Service Staff, 2006), serie Oncativo, de textura franco limosa. El horizonte superficial A1, tiene 23 cm de espesor, de textura franco limosa (16,7 % arcilla, 68,7% limo y 14,6% arena) y estructura en bloques moderados, regularmente provisto de MO. Luego un horizonte transicional AC de 23 a 53 cm, de textura franco limosa, masivo sin estructura (Jarsun *et al*., 1987).

El lugar de estudio se encuentra ubicado en la ecorregión del Espinal cuya vegetación prístina corresponde a un bosque xerófilo (Viglizzo *et al.*, 2011). El este de la provincia de Córdoba estaba cubierto por grandes extensiones de bosques pertenecientes al Espinal que fueron desapareciendo al expandirse el área agrícola hacia el oeste. Sin embargo, todavía se observan numerosos relictos, es decir, restos o reliquias de los mismos. Algunos de estos consisten en unos pocos árboles o pequeños bosquetes de unas pocas hectáreas, mientras que otros son bastante grandes y hasta pueden superar las cien hectáreas. Las especies predominantes son algarrobo (*Prosopis*, varias especies), espinillo (*Acacia caven*) y tala (*Celtis tala*). Algunos relictos se transformaron en fachinales (vegetaciones leñosas secundarias) al ser invadidos por chañares (*Geoffroea decorticans*) y por los renovales de otras especie (Lewis *et al.*, 2004). Esta última situación es la que se presenta en un lote de La Cenobia que fue considerado el tratamiento de referencia, denominado bosque nativo (BN). Los otros dos tratamientos evaluados fueron uso ganadero (GP) y uso agrícola (AP) siendo, en ambos usos, todos los cultivos sembrados en siembra directa (SD) desde el año 1997. En AP la secuencia de cultivos es trigo (*Triticum aestivum*) / soja (*Glycine max*.) - maíz (*Zea mayz*, L) y todos los cultivos se destinan a cosecha. En GP se maneja una rotación de tres años de pastura de alfalfa (*Medicago sativa*) y un año de cultivos anuales (trigo/sorgo, trigo/soja/sorgo, trigo/soja o trigo/maíz/maíz). La alfalfa es para pastoreo directo de bovinos y los cultivos anuales se destinan a reservas forrajeras.

El período de muestreo del suelo fue de julio de 2015 a febrero de 2016. Para carbono orgánico total (%COT) se tomaron tres muestras compuestas a las profundidades de 0-5, 5-10, 10-20 y 20-30 cm y el %COT se determinó por oxidación según Walkley y Black (1934). Además, en las muestras de 0-5 y 5-10 cm de profundidad se realizó el fraccionamiento físico por tamaño de partícula según metodología adaptada de Feller (1979), obteniéndose la fracción de tamaño mayor a 53 micras denominada fracción particulada. En dicha fracción se determinó el carbono orgánico también por oxidación, obteniéndose el carbono orgánico particulado (COP, mg g^{-1}). El contenido de nitrógeno total se determinó por medio del método Kjeldahl, en las profundidades de 0-5, 5-10, 10-20 y 20-30 cm. El contenido de nitrógeno total se determinó por medio del método Kjeldahl, en las profundidades de 0-5, 5-10, 10-20 y 20-30 cm. Para evaluar la condición física del suelo se determinó estabilidad de agregados (%EA) mediante la técnica de Kemper & Rosenau (1986) en las profundidades de 0-5 y 5-10 cm y la densidad aparente (DA, g cm^{-3}) por el método del cilindro (Blake & Hartge, 1986) en 0-5, 5-10,10-20 y 20-30 cm. Con los datos de %COT y DA se calculó el stock de carbono orgánico del suelo (COS, Mg ha^{-1}) a 0-30 cm.

El efecto del uso de suelo sobre las variables estudiadas fue evaluado a través de análisis de variancia utilizando un modelo mixto (MM). Para esto las situaciones de uso fueron consideradas como efectos fijos y las repeticiones como efectos aleatorios. En todos los casos, cuando hubo diferencias significativas ($p<0,05$) las medias se compararon con el test LSD Fisher. Se utilizó el programa estadístico Infostat (Di Rienzo *et al*., 2016) con su interfaz en R. Las relaciones entre variables se evaluaron a través de análisis de regresión.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Stock de COS y N

Al analizar el carbono del suelo en términos de stock de COS se observó que existen diferencias significativas entre BN y AP, y que GP presentó valores intermedios (Figura 1). En términos relativos al stock de COS en BN, GP y AP han perdido 14 y 35% de COS, respectivamente. Estos valores son muy similares a los reportados por Andriulo *et al*. (2012) para suelos de Córdoba donde la situación prístina presentó valores promedios de COS de 66 Mg ha^{-1} y el uso agrícola de 38 Mg ha^{-1}. Además, la disminución de 35% de COS en AP se acerca al promedio de 40% de pérdida en suelos de similar textura de la Región pampeana reportado por Milesi Delaye *et al.* (2013).

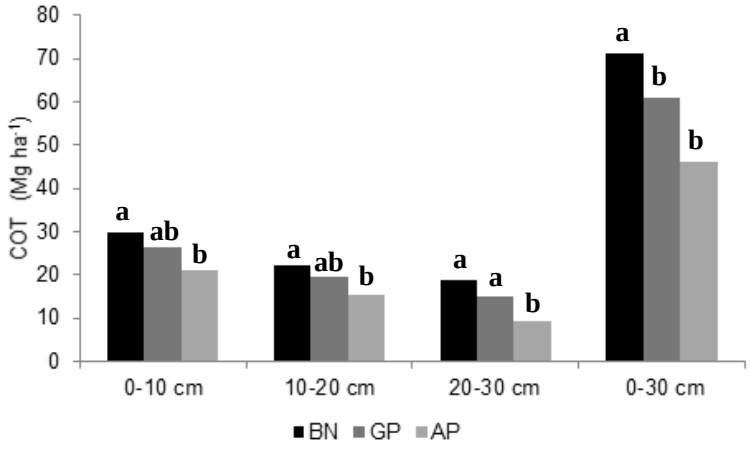


Figura 1. Stock de carbono (COT, Mg ha^{-1}) y en los distintos usos del suelo según profundidades evaluadas. BN: bosque nativo; GP: uso ganadero; AP: uso agrícola. Letras distintas indican diferencias significativas (Fisher p<0,05) entre tratamientos dentro de cada profundidad.

En la Figura 2 se observan los valores de NT en las profundidades de 0-10, 10-20 y 20-30 cm. Los contenidos NT fueron mayores en BN y con diferencias significativas (P<0,05) respecto a GP y AP, presentando tendencias similares que la variable COT. Tanto GP y AP no presentaron diferencias estadísticamente significativas entre sí. Al analizar el stock de NT hasta los 30 cm de profundidad se observa que existió efecto significativo (P<0,05) para el tratamiento BN en relación de GP y AP. Estas dos últimas situaciones de uso manifestaron pérdidas del 39% y 48,2% respectivamente.

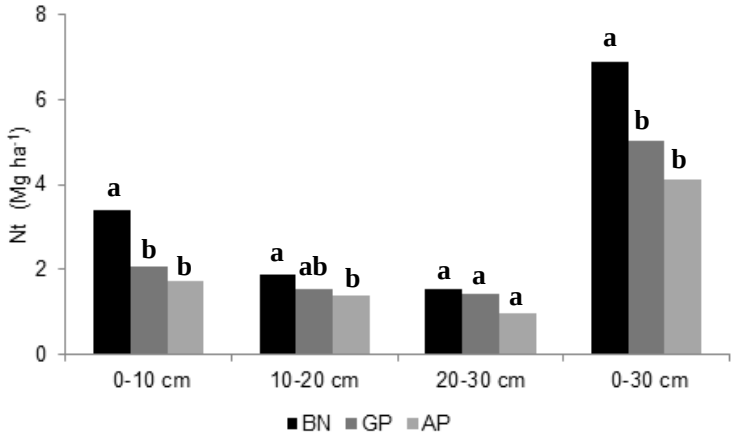


Figura 2. Stock de nitrógeno (Nt, Mg ha^{-1}) en los distintos usos del suelo según profundidades evaluadas. BN: bosque nativo; GP: uso ganadero; AP: uso agrícola. Letras distintas indican diferencias significativas (Fisher p<0,05) entre tratamientos dentro de cada profundidad.

La relación C/N presentó valores promedio similares a los reportados por Galantini *et al.* (2002) para suelos Haplustoles énticos. La relación C/N marco claramente diferencias en las distintas situaciones de uso (Figura 3),

obteniendo valores superiores en AP y GP respecto al suelo de referencia (BN). En profundidad se puede observa una disminución de la C/N llegando a valores promedio de 10,13 a partir de los 20 cm en GP y AP. Los resultados obtenidos, pueden explicarse debido a que en las situaciones de uso GP y AP, el suelo estuvo cultivado con leguminosas, lo que se deduce que existió un enriquecimiento en nitrógeno que se reflejó en las relaciones C/N.

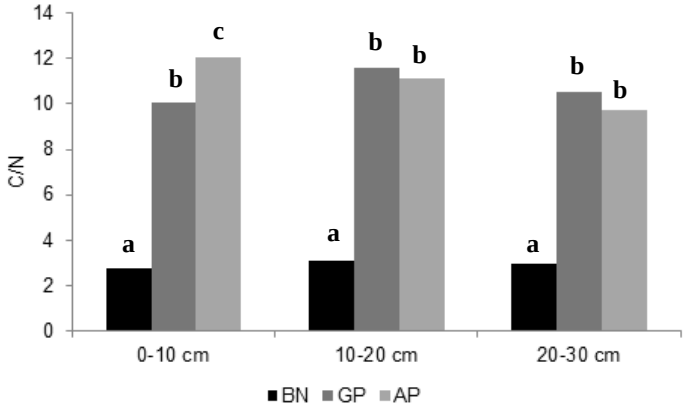


Figura 3. Relación C/N hasta los 30 cm de profundidad en los distintos usos del suelo según profundidades evaluadas. BN: bosque nativo; GP: uso ganadero; AP: uso agrícola. Letras distintas indican diferencias significativas (Fisher p<0,05) entre tratamientos dentro de cada profundidad.

Relaciones de la densidad aparente y la estabilidad de agregados con el carbono orgánico

La DA en los diferentes tipos de uso del suelo presentó valores mínimos de 0,66 g cm $^{-3}$ y máximos de 1,55 g cm $^{-3}$. Dicha variación está fuertemente asociada con el COS. En este sentido la DA se reduce 0,19 g cm^{-3} a medida que el COS aumenta (Figura 4). Los máximos valores obtenidos, son indicadores de compactación (Gupta & Allmaras, 1987), la cual puede ser producto de la disminución del COS y/o de la falta de laboreo del suelo bajo siembra directa. Resultados similares fueron obtenidos por Aoki *et al*. (2014) en suelos Haplustoles énticos de Córdoba, donde bajos contenidos de COS estuvieron asociados a mayor susceptibilidad a la compactación. Por tal motivo, es posible considerar que la DA es una variable sensible a los cambios de uso en los suelos Haplustoles de esta región. Al analizar la EA, el 34% de variación fue explicado por el COS a través de un modelo logarítmico (Figura 5). El rango registrado para la EA fue de 48% y 94% respectivamente.

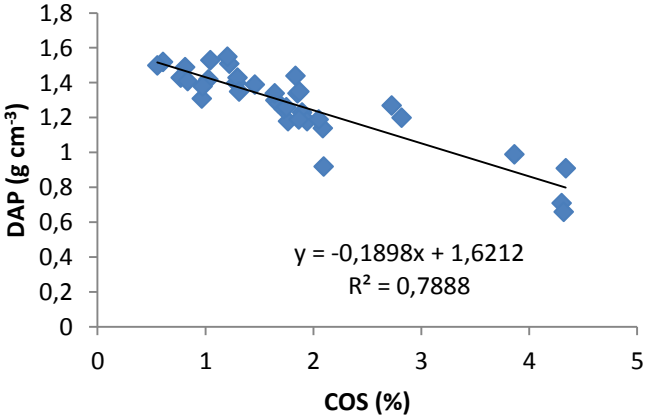


Figura 4. Relación entre DAP (g cm^{-3}) y COS (%) en los distintos usos del suelo de todas las muestras evaluadas independientemente de la profundidad y el tratamiento aplicado.

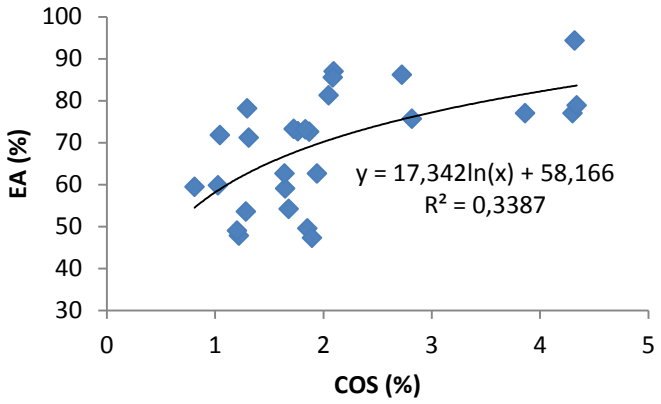


Figura 5. Relación entre la EA (%) y COS (%) en los distintos usos del suelo de todas las muestras evaluadas independientemente de la profundidad y el tratamiento aplicado.

Se sabe que los compuestos orgánicos actúan como cementantes en la agregación de las partículas del suelo (Tisdall & Oades, 1982; Six *et al*., 2000). Los factores de agregación han sido cuantificados a través de varios indicadores, tales como los relacionados a la actividad microbiana (glomalinas, carbohidratos totales) y aquellos que dependen de la materia orgánica del suelo (carbono total, carbono particulado) (Carrizo *et al*., 2014, Six *et al*., 2000; Annabi *et al*., 2007). En este sentido, la relación hallada en este trabajo entre EA y COS permitió explicar las diferencias en EA entre los usos del suelo.

CONCLUSIONES

La concentración (COT) y el stock (COS) de carbono orgánico fueron sensibles al cambio de uso del suelo y reflejaron diferencias significativas entre BN, AP y GP. Los contenidos de Nt y el stock (Nt) presentaron tendencias similares que la variable COT. La relación C/N marco claramente diferencias en las distintas situaciones de uso, obteniendo valores superiores en GP y AP respecto al suelo de referencia (BN). La densidad aparente (DA) fue la variable física que mejor respondió a los cambios de uso. El cambio de uso del suelo afectó los contenidos de COS teniendo una marcada incidencia en la EA. Si bien el suelo bajo ambos usos productivos presentó deterioro de las variables analizadas con respecto a BN, GP se manifestó como un uso más sostenible que AP principalmente debido a su nivel de stock de COS.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el proyecto de Calidad de Suelos del Instituto de Ciencias Básicas y Aplicadas de la Universidad Nacional de Villa María y por el proyecto PNSUELO1134042 de INTA.

BIBLIOGRAFÍA

- Andriulo A.E.; JA Galantini; G Studdert ; MC Sasal ; M Wilson; M. Basanta; MC Sánchez; V Gudelj; A Irizar & S Restovich. 2012. Existencias de carbono orgánico edáfico bajo diferentes usos y tipos de suelos. XXIII Congreso Argentino y XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata (Argentina).
- Annabi M.; S Houot; C Francou; M Poitrenaud & Y Le Bissonnais. 2007. Soil aggregate stability improvement with urban composts of different maturities. Soil Science Society of America Journal 71: 413-423.
- Aoki A.M.; MR Ateca & H Apezteguía . 2014. Indicadores de calidad de suelo en el centro-norte de Córdoba. XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Bahía blanca. Buenos Aires. (Argentina).
- Basanta M.V.; VS Faggioli; LS Peirone; C Milán; ML Ghiotti; C Cesaretti; E Bonadeo & MB Aimetta. 2012. Intensificación de los sistemas de producción lechera y sus efectos sobre el suelo. XXIII Congreso Argentino y XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata (Argentina).
- Blake G.R. & KH Hartge . 1986. Methods of soil analysis. Series Agronomy of the Am. Soc. of Agron. Soil Sci. Soc. of Am. Inc. Madison (Wisconsin). p. 363-375.
- Caride C.; G Piñeiro & JM Paruelo. 2012. How does agricultural management modify ecosystem services in the argentine Pampas? The effects on soil C dynamics. Agriculture, Ecosystems and Environment 154, 23–33.

- Carrizo, M.E.; CA Alesso; D Cosentino & S Imhoff. 2015. Aggregation agents and structural stability in soils with different texture and organic carbon contents. Sci. Agric.72 (1), p.75-82.
- Christensen B. T. 1987. Use of particle size fractions in soil organic matter studies. INTECOL Bulletin. 15:113-123.
- Di Rienzo J.A.; F Casanoves; MG Balzarini M.G; L Gonzalez; M Tablada M. & CW Robledo . InfoStat versión 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- Feller C. 1979. Une méthode de fractionnement granulométrique de la matière organique des sols. Application uux sols tropicaux, á textures grossiéres, très pauvres en humus. Cah. ORSTOM, sèr. Pèdol., vol. XVII, 4:339-346.
- Ferreras L.; G Magra & P Besson. 2007. Indicadores de la calidad física en suelos de la Región Pampeana Norte de Argentina bajo siembra directa. Ciencia de Suelo 25 (2) 159-172.
- Galantini, J. A.; RA Rosell; G Brunetti & N Senesi. (2002). Dinámica y calidad de las fracciones orgánicas de un Haplustol durante la rotación trigo-leguminosas. *Ciencia del Suelo*, *20*(1), 17-26.
- Gupta S.C.& RR Allmaras. 1987. Models to assess the susceptibly of soils to excessive compaction. Adv. Soil Sci. 6: 65-100.
- Hassink, J.; LA Bouwman; KB Zwart; J Bloem & L Brussaard. 1993. Relationships between soil texture, physical protection of organic matter, soil biota, and C and N mineralization in grassland soils. In *Soil Structure/Soil Biota Interrelationships* (pp. 105-128).
- Haynes R.J. 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. Adv. Agr. 85: 221-268.
- Jarsun B.; H Bosnero H. & E Lover. 1987. Carta de suelos de la República Argentina. Hoja 3163-32 Oncativo. Plan Mapa de suelos. INTA, 82 p. (Argentina).
- Karlen, D. L.; MJ Mausbach; JW Doran; RG Cline; RF Harris & GE Schuman. 1997. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation (a guest editorial). Soil Science Society of America Journal, 61(1), 4-10.
- Kemper W & R Rosenau . 1986. Aggregate stability and size distribution. En: Klute A. (Ed.). Methods of Soil Análisis: part I. Physical and Mineralogical Methods, 2 nd ed. Agron. Monogr., vol. 9. ASA and SSSA, Madison, WI, p 425 – 442.
- Lewis J.P; S Noetinger; D Prado & I Barberis. 2004. Woody vegetation structure and composition of the last relicts of Espinal vegetation in subtropical Argentina. Biodivers Conserv 18:3615–3628.
- Milesi Delaye LA, Irizar AB, Andriulo AE, Mary B. 2013. Effect of continuous agriculture of grassland soils of the Argentine Rolling Pampa on soil organic carbon and nitrogen. Appl Environ Soil Sci 2013; 17p.
- Neill C., Cerri C.C., Melillo, J. M., Feigl B. J., Steudler P. A., Moraes F. L., Piccolo M. C. 1998. Stocks and dinamics of soil carbon following deforestation for pasture in Rondonia. p. 9-28. In: R. Lal, J. M. Kimble, R. F. Follet, and B. A. Stewart (eds.). Soil processes and the carbon cicle. Adv. Soil Sci. CRC.Boca Raton, FL, USA.
- Robertson G.P & EA Paul. 2000. Decomposition and soil organic matter dynamics. In: Osvaldo, E.S., Jackson, R.B., Mooney, H.A., Howarth, R.W. (Eds.), Methods in Ecosystem Science. Springer Verlag, New York, p. 104–116.
- Schimel, D. S.; DC Coleman & KA Horton. 1985. Soil organic matter dynamics in paired rangeland and cropland toposequences in North Dakota. *Geoderma*, *36*(3-4), 201-214.
- Shukla, M. K., & R Lal. 2005. Erosional effects on soil physical properties in an on-farm study on alfisols in west central Ohio. *Soil science*, *170*(6), 445-456.
- Six J.; E Elliott & K Paustian . 2000. Soil structure and soil organic matter: II. A normalized stability index and the effect of mineralogy. Soil Science Society of America Journal 64: 1042- 1049.
- Soil Survey Staff. 2006. Key to Soil Taxonomy. USDA Tenth Edition. Washington DC. 341 Pp.
- Studdert, G. A.; LS Carabaca & HE Echeverría. 2000. Estimación del nitrógeno mineralizado para un cultivo de trigo en distintas secuencias de cultivos. *Ciencia del suelo*, *18*(1), 17-27.
- Tisdall, J.M.& JM Oades. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. Journal of Soil Science 33: 141-163
- Viglizzo E.F.; FC Frank; LV Carreño; EG Jobbágy; H Pereyra; J Clatt; D Pincé & MF Ricard. 2011. Ecological and environmental footprint of50 years of agricultural expansion in Argentina. Global Change Biology 17,959–973.
- Walkley A. & IA Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil science, 37(1): 29-38.

C4P51. BALANCE DE CARBONO DEL SUELO EN UNA SECUENCIAS DE CULTIVOS TRIGO/SOJA 2da Y COLZA/SOJA 2da

Ferro Daniel, A; Pellegrini, Andrea E.; Chamorro, Adriana M.; Bezus, Rodolfo y Golik, Silvina I.

Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata. Av 60 y 119 s/n. La Plata, Buenos Aires, Argentina. daniel.ferro@agro.unlp.edu.ar

RESUMEN

Conocer el efecto de diferentes secuencias de cultivos y el impacto de distintos niveles tecnológicos de producción en el balance de carbono es clave para prevenir el deterioro del suelo en los sistemas agrícolas. El objetivo del trabajo fue evaluar el balance de carbono del suelo bajo las secuencias de cultivo trigo/soja 2da y colza/soja 2da bajo dos modalidades de producción. El ensayo se realizó sobre un *Argiudol típico* de la localidad de Los Hornos, partido de La Plata. Se analizaron dos campañas sucesivas 2011/2012 y 2012/2013, con un diseño experimental en bloques al azar con cuatro repeticiones. Se evaluaron dos secuencias variando el cultivo antecesor a la soja. Se midieron los rendimientos y rastrojos de colza/soja 2da y trigo/soja 2da, (oleaginosa versus cereal). Se contrastaron prácticas usadas generalmente en la zona, nivel tecnológico medio (NTM) con una producción de nivel tecnológico alto (NTA). El balance de carbono de las dos secuencias en las dos campañas analizadas fue positivo. Hubo interacción entre año y secuencia, siendo el nivel de tecnología utilizado indiferente. Se observó que el aporte de carbono del cultivo antecesor produjo el valor positivo de carbono, ya que la soja de segunda tuvo balances negativos al ser analizada sola. El trigo en las dos campañas y la colza para 2012/2013 aportaron entre 3.000 y 4.000 kg C/ha año. La inclusión de colza por trigo como antecesor a soja de segunda, no implicó un impacto negativo en el balance de carbono, aunque sus valores resultaron más aleatorios. El uso de alta tecnología no fue visualizado en los resultados encontrados.

Palabras claves: rastrojo, materia orgánica, nivel tecnológico.

INTRODUCCION

En el año 1996 ingresan a la Argentina, variedades de soja (*Glicine max L. Merr.*) modificadas genéticamente por la empresa multinacional Monsanto, denominadas soja RR (Roundup Ready), cuya característica primordial es la resistencia al herbicida total sistémico de nombre común "glifosato". A partir de ese momento comienza una época de cambios sustanciales agrícolas, políticos, sociales, económicos y ambientales, que posteriormente se denominará "sojización". Desde el punto de vista agrícola, se logra la conjunción de técnicas como la siembra directa y el paquete de soja RR/glifosato que, en el corto plazo, facilitó y simplificó en extremo el control de malezas (Papa & Tuesca, 2009).

En los siguientes años en Argentina comenzó un aumento exponencial de la superficie de soja sembrada, llegando al extremo de lograr un modelo de agricultura basado en un monocultivo con esa especie. Esto último trajo aparejado inconvenientes propios de la falta de rotaciones en el tiempo y en el espacio de cultivos, las cuales son importantes en un planteo de agricultura sustentable (Sarandón *et al*., 2006). De ese modo se provocó la aparición de nuevas enfermedades, la pérdida de biodiversidad, la disminución en la calidad productiva de los suelos, entre otros (Altieri, 2009). Un modelo agrícola se considera sustentable cuando sea económicamente viable, socialmente aceptable, suficientemente productivo, que conserve la base de recursos naturales y preserve la integridad del ambiente en el ámbito local, regional y global (Sarandón, 2002). Siendo el suelo uno de los principales recursos naturales de actividad agrícola, por lo que se han desarrollado diferentes indicadores para evaluar su condición estática y dinámica a través del tiempo.

La materia orgánica, es un componente fundamental en la fertilidad edáfica. Influye en la fertilidad física (estructuración, estabilidad), química (intensidad de nutrientes) y biológica (microorganismos). Una manera de monitorear que sucede con la materia orgánica en el suelo es a través de un balance, que entiende que la cantidad del carbono en el suelo al final del período analizado es consecuencia de las ganancias a través de la humificación de materiales orgánicos aportados, y las pérdidas por medio de su mineralización (bioxidación), evolucionando en sentido creciente (enriquecimiento) o decreciente (empobrecimiento) en función del resultado positivo o negativo, respectivamente. (Pomares, 2006).

Por otro lado, los efectos que cada cultivo produce sobre el suelo dependen también de la forma en que se producen. Distintos niveles de aplicación de tecnología ya sea como insumos o como procesos afectan los resultados, por lo cual es necesario considerarlos (Coll, 2014).

En los últimos años se ha promocionado en el país al cultivo invernal de colza (*Brassica napus*; crucífera; oleaginosa) como alternativo al trigo (*Triticum aestivum*; gramínea; cereal) en su rol de antecesor a soja (*Glycine max*; leguminosa) de segunda. Esta combinación tiene ventajas productivas importantes ya que se siembra la soja en una fecha más oportuna por la cosecha anticipada de la colza respecto del trigo con la consecuente mejora en sus rendimientos (Iriarte, 2009). Sin embargo, los conocimientos acerca de la conservación del suelo son escasos y muy dependiente de las características locales de los suelos, del ambiente y de la tecnología empleada para la producción de los cultivos. Como ejemplo se pueden citar los trabajos desarrollados en Tres Arroyos, en la Chacra Experimental Integrada Barrow, donde se llevan a cabo ensayos de rotaciones de larga duración y en los cuales incluyen la secuencia colza/soja de 2da, que arroja un balance negativo de N (Forján *et al.*, 2005) así como un menor aporte de carbono al suelo que cuando la soja se siembra sobre cereales de invierno (Forján & Manso, 2009).

HIPÓTESIS

La inclusión de colza en reemplazo al trigo como cultivo antecesor a soja de segunda en un planteo de rotación, implica un impacto negativo en el balance de carbono del suelo; independientemente del nivel tecnológico de producción utilizado.

OBJETIVOS

Evaluar el balance de carbono del suelo bajo las secuencias de cultivo trigo/soja 2da y colza/soja 2da bajo dos modalidades de producción.

MATERIALES Y METODOS

Se trabajó con material y datos obtenidos en un ensayo realizado en la Estación Experimental Julio Hirschhorn (EEJH) (34° 52´ LS, 57° 58´ LO), localizada en Los Hornos (partido de La Plata), perteneciente a la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales (FCAyF) de la Universidad Nacional de La Plata (UNLP). Los suelos donde se realizaron los ensayos pertenecen a la serie *Bombeador*, descriptos por Lanfranco & Carrizo (1988, sin editar). La clasificación taxonómica es: *Argiudol típico, arcillosa, fina, illitica, térmica*. Se ubica en una lomada con pendientes inferiores al 4%. Posee rajaduras de menos de 1 cm de espesor a partir de los 25 cm de profundidad. El suelo, previo a la instalación del ensayo poseía un pH actual de 5,8, carbono orgánico de 2,03%, nitrógeno total 0,208%, fósforo extractable de 7 ppm y densidad aparente de 1,26 g.cm^{-3}.

El ensayo evaluó comparativamente las secuencias trigo/soja2^{da} y colza/soja2^{da}, en dos campañas sucesivas (2011/2012 y 2012/2013) y con dos niveles de tecnologías. El nivel tecnológico medio (NTM) se planteó en función de las prácticas habitualmente utilizadas en el área de Magdalena (zona de influencia de la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales de la UNLP): uso de materiales genéticos más difundidos en la zona, aplicación de fertilizantes en las dosis usuales independiente de los análisis de suelos, utilización de distintos pesticidas o no de acuerdo a lo difundido en la región o, si no se realiza el cultivo en la zona, de acuerdo a cómo se produce en otras zonas donde sí esté difundido (como es el caso de la colza). Por otro lado, la aplicación de un nivel tecnológico alto (NTA) incluyó el uso de diferentes variedades de soja (en función también de la fecha de siembra) y la aplicación de distintos tipos/dosis de fertilizantes y fungicidas. Estos dos tratamientos se establecieron luego de entrevistas con productores y profesionales del sector agropecuario que se desempeñan en la zona de Magdalena. La temperatura media promedio de los 3 años analizados fue de 16 °C, la precipitación anual promedio de 1.000 mm. En el año 2011 las lluvias sólo superaron el promedio histórico en los meses de junio y julio; para el año 2012 se observó tres momentos con valores superiores a los históricos: febrero, agosto y octubre, siendo los restantes meses inferiores a la referencia; en el año 2013 se manifestaron cuatro picos que superaron la media histórica que fueron en los meses de febrero, abril, septiembre y noviembre.

El diseño experimental, fue en 4 bloques al azar. En cada bloque se sembraron las dos secuencia con ambos niveles de tecnología en ambos casos (alto y medio), logrando obtener 16 unidades experimentales.

En la madurez de cada cultivo se determinó la producción de materia seca aérea y el rendimiento en grano, utilizando muestras de tamaño usuales para cada uno de ellos y metodologías apropiadas para cada uno.

El balance de carbono del suelo se estimó calculando los ingresos y egresos del sistema asumiendo que no hay producción de biomasa de la vegetación espontánea. Como ingreso se consideraron los niveles de rendimiento en materia seca en los rastrojos y raíces producidos por los cultivos, afectado por el respectivo coeficiente de humificación (CH).

Para ello, Álvarez (2006) manifiesta que para la Pampa Ondulada se puede utilizar un aporte de carbono de raíces de 20% para trigo y 30% para soja; en el caso de la colza se puede utilizar un porcentaje semejante al trigo (Álvarez, com. Pers.). Álvarez *et al.* (1995) encontraron que el CH para trigo, ronda en el valor de 0,5 ya que coincidieron ensayos utilizando material vegetal marcado con ^{14}C por un lado y estimados *in situ* (sin diferencias entre intensidades de laboreo de suelo). Además Álvarez & Álvarez (2002) en experiencias de laboratorio observaron resultados similares con residuos marcados de trigo enterrados o dejados sobre la superficie del suelo. Para el caso de la soja se estima en 0,37 según Álvarez & Steinbach (2006) y para colza de 0,5 según Álvarez (com. Pers, 2014). Las salidas se calcularon en base a datos de contenido de materia orgánica, densidad aparente, profundidad del suelo y un coeficiente de mineralización (CM) (Cordone *et al.*, 2005). El CM según Álvarez & Steinbach (2006) es de 0,057 por año aplicándose a los primeros 30 cm del suelo, siendo ese valor extrapolable a cualquier suelo de la Pampa Ondulada.

Se realizó un balance de carbono teniendo en cuenta los cultivos por separado, para poder evaluar el impacto de cada uno de ellos en el balance final anual de la secuencia. Para ello, se asumió que el tiempo de ocupación anual por cada uno es el mismo (6 meses) y se estimó que en el cultivo invernal, el coeficiente de mineralización fuera del 40% del total anual (0,0228) tomando como criterio que los meses donde se desarrolla el cultivo, se caracterizan por tener una menor temperatura y por ende, menor mineralización. En el caso de la soja de segunda, se estimó en el restante 60% (0,0342), utilizando el mismo criterio: a mayor temperatura estival, mayor mineralización.

Los datos obtenidos se procesaron a través del análisis de la varianza (ANOVA) utilizando el test de Tukey (probabilidad menor al 5%) para la comparación de medias.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 1a se puede apreciar la producción en granos para cada cultivo invernal, en ambas campañas y con ambos niveles de tecnología. En la Figura 1b se observa el rendimiento en grano de soja 2da para cada cultivo antecesor, en ambos años y con ambos niveles de tecnología.

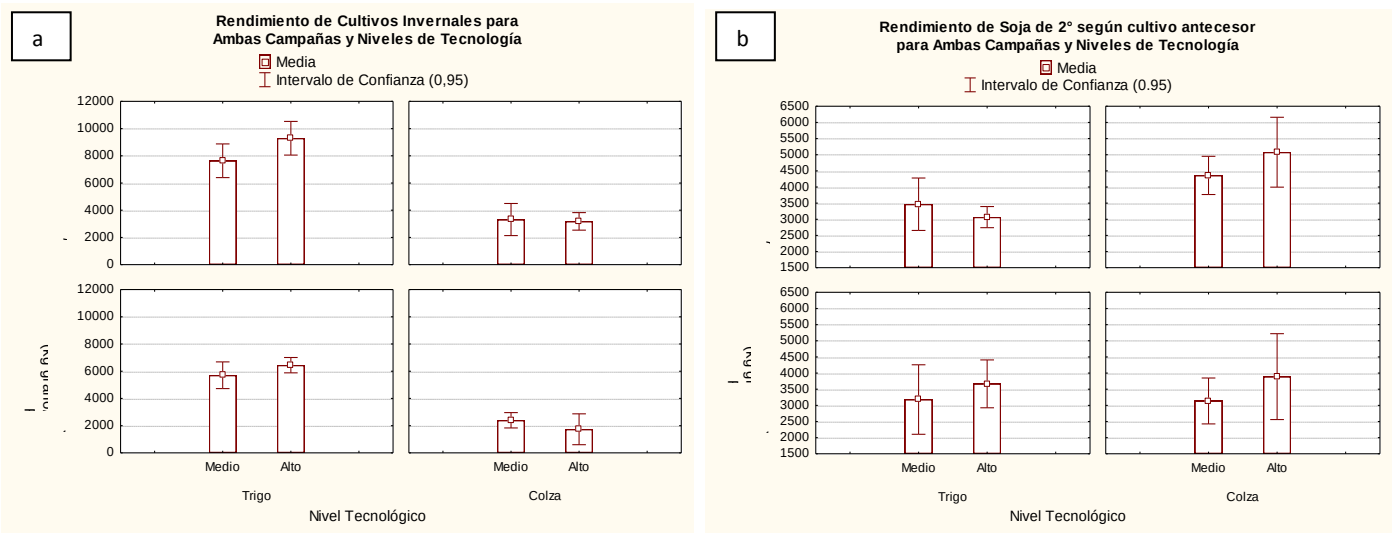


Figura 1a Producción en granos de trigo y colza para ambas campañas y niveles de tecnologías. **1b** Rendimiento en grano de soja 2da de los diferentes cultivos antecesores para ambas campañas y niveles de tecnologías.

En la Figura 2a se puede apreciar la producción de rastrojo para cada cultivo invernal, en ambas campañas y con ambos niveles de tecnología. La producción de rastrojo de soja 2da luego de cada cultivo antecesor, en ambos años y con ambos niveles de tecnología se represento en la Figura 2b.

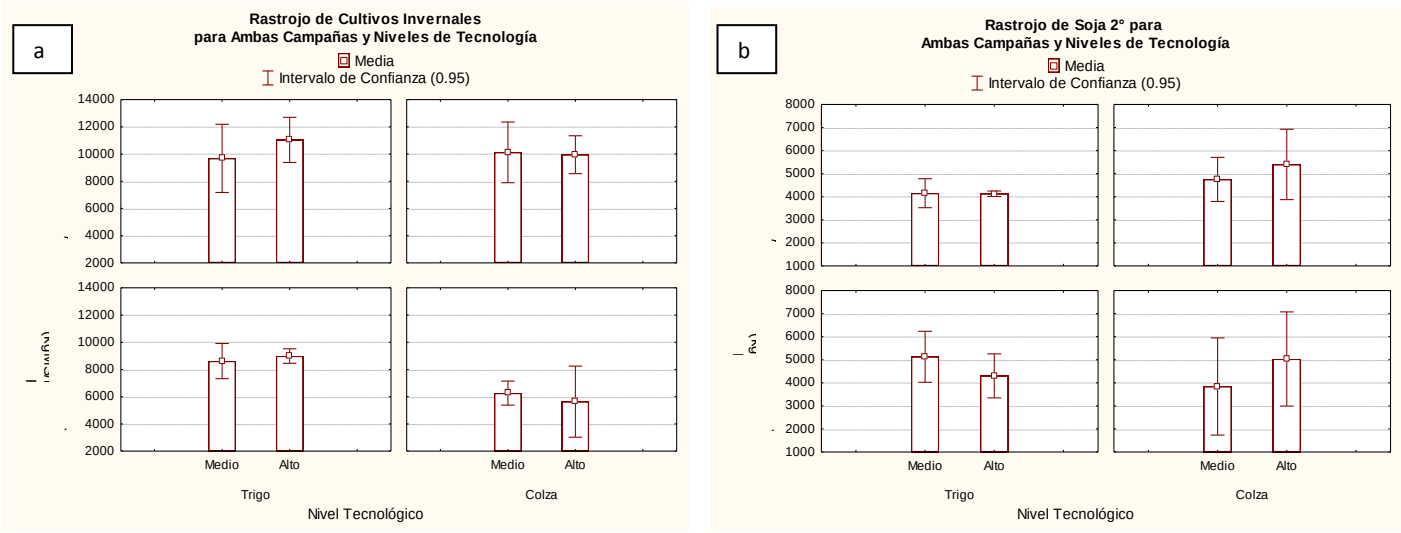


Figura 2 a. Biomasa del rastrojo de trigo y colza para ambas campañas y niveles de tecnologías. **b** Biomasa del rastrojo de Soja 2da luego del cultivo de invierno de ambas campañas y niveles de tecnologías.

El análisis del balance de carbono anual analizado por ANOVA se observó que existe interacción entre el año * secuencias, indica que la secuencia trigo/soja2^{da} en ambas campañas y la secuencia colza/soja^{da} en la campaña 2011/12 no tuvieron diferencias estadísticas significativas entre ellas, pero sí con respecto a la secuencia colza/soja2^{da} de la campaña 2012/13 (Figura 3a). Los valores fueron positivos, acumulando entre 3.000 y 4.000 kg C/ha año las secuencias que no tuvieron diferencias estadísticas significativas entre si. El signo positivos en el balance de carbono para la secuencia trigo/soja2^{da}, coinciden con los encontrados por Álvarez (2006) quien para un suelo con 50 t de carbono inicial y fertilizado con 100 kg N, la cantidad de C del suelo se incrementó levemente a lo largo de los años.

Se realizó un análisis diferencial del balance del carbono contemplando cada uno de los cultivos de cada secuencia. En el balance individual teniendo en cuenta los cultivos invernales *(CI)*, es decir, que no se tiene en cuenta la soja de segunda en el análisis con respecto al balance de carbono, el ANOVA demuestra que existe una interacción entre año * CI. El trigo de ambas campañas y la colza del año 2011/12, no tuvieron diferencias significativas en el balance entre ellas, pero fueron estadísticamente superiores al balance de carbono de la colza en la campaña 2012/13 (Figura 3b). Los valores fueron positivos, acumulando entre 3.500 y 4.500 kg C/ha expresado en tiempos anuales. Cabe aclarar que se expresa en tiempos anuales por una cuestión metodológica de análisis, pero en realidad como se supone un tiempo de ocupación de 6 meses por parte de los cultivos invernales, la acumulación real será entre 1.1750 y 2.250 kg C/ha en ese período (medio año).

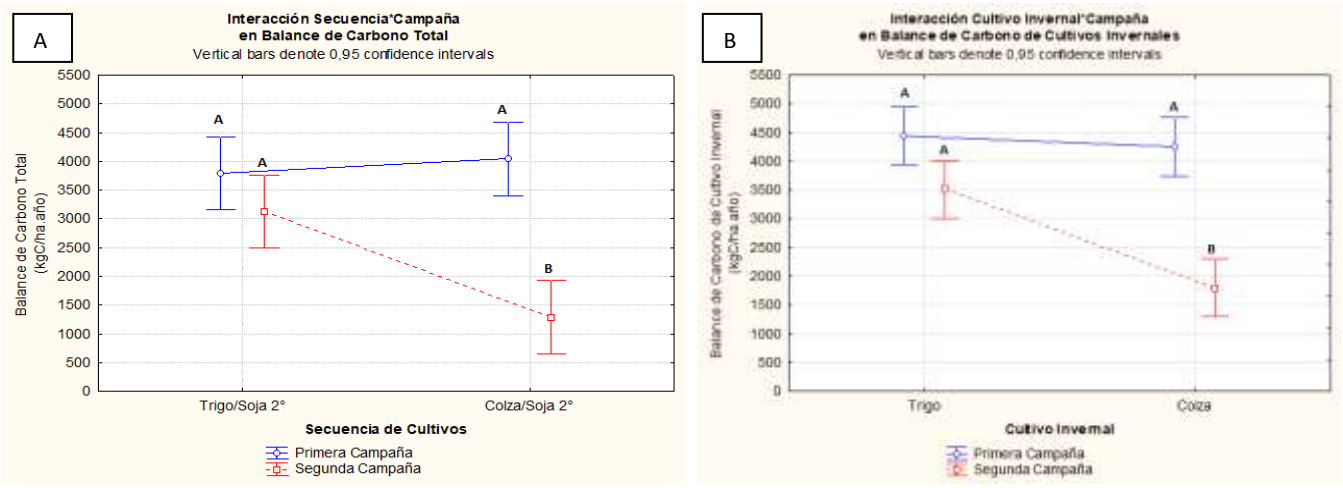


Figura 3 A. Interacción secuencia * año en balance de Carbono. **3B** Interacción secuencia * año en balance de carbono en Cultivo Invernal. Medias con letra igual indica sin diferencias significativas (p > 0,05).

Con respecto al nivel de tecnología implementado, se observó que no existieron diferencias significativas en el aporte de carbono al suelo. Se explica por un bajo aumento en la cantidad de materia seca aérea adicional del NTA en relación al NTM (1.000 kg C/ha en trigo y 500 kg C/ha en colza), que no permitió un aporte adicional de carbono que impacte suficientemente en el aumento como para tornarse estadísticamente significativo.

El signo positivo de los balances de trigo son coincidente con lo mencionado por Domínguez & Studdert (2006) para rendimientos superiores a 5 t/ha. La inclusión de la colza (brassicácea) en reemplazo al trigo (gramínea) no produjo evidencias de impactos negativos en el balance de carbono como fuera de esperarse en base a la generalidad de que inclusiones de gramíneas poseen mayores aportes de carbono al suelo (García, 2014) y como confirmaron Dominguez & Studdert (2015) realizando ensayos en Balcarce con diferentes cultivos y grados de fertilización. Es válido dejar establecido que la colza tuvo valores positivos variables entre campañas que llego hasta 5 más bajos que el trigo.

En el balance de carbono solo para el cultivo soja de segunda de cada antecesor, se observó una interacción entre el antecesor * tecnología. No hubo diferencias estadísticas significativas entre las medias de los cultivos (Figura 4). El balance de carbono realizado siempre dio negativo, es decir, que en ninguno de los casos la soja aportó una mayor cantidad de carbono al suelo, que la cantidad que se mineralizó en ese tiempo. Se aprecia una pérdida en suelo de aproximadamente 400 kg C/ha año.

Los valores negativos en el balance de soja, son coincidentes con los encontrados por Montico & Di Leo (2011), cuyos valores oscilaron alrededor de 300 kg C/ha en suelos de Santa Fe, siendo positivos para rotaciones de trigo/soja-maíz, concluyendo que rotaciones incluyendo gramíneas, son más favorables en parámetros indicadores de la sustentabilidad de los sistemas productivos. Considerando el rendimiento de la soja (no superior a 4,6 t ha^{-1}) el signo negativos del balance coincide con los encontrados por Dominguez & Studdert (2006) para antecesor trigo y colza NTM y NTA 2da campaña. Con NTA, 1ra campaña la soja superó las 5 t ha^{-1}, pero en este ensayo no obtuvo balance positivo.

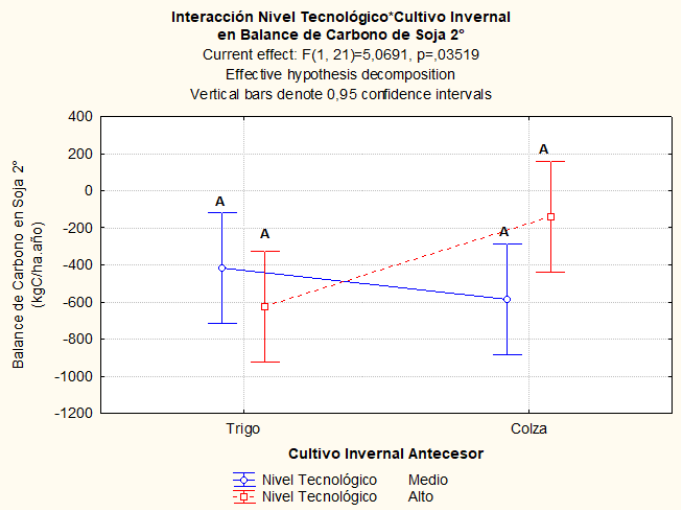


Figura 4. Interacción Cultivo Invernal Antecesor * Tecnología en balance de carbono para las sojas de segunda Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

CONCLUSIONES

En función de la hipótesis planteada, se rechaza el supuesto de que el reemplazo del trigo por colza provoca un impacto negativo en el balance de C. El trigo produjo una cantidad parecida de materia seca en ambos años, teniendo un carácter más predictivo, mientras que la colza vario según la campaña analizada.

En el ensayo realizado, los niveles tecnológicos utilizados no tuvieron un impacto diferencial en el balance de carbono. El balance de carbono de las secuencias fue positivo, pero el de la soja en las dos campañas fue negativo.

BIBLIOGRAFIA

- Altieri M. 2009. Desiertos verdes: monocultivos y su impacto sobre la biodiversidad. Azúcar Roja, Desiertos Verdes: 55-62.
- Álvarez R. 2006. Balance de Carbono en los Suelos. Información técnica de trigo, campaña 2006. Publicación miscelánea N° 105. INTA-Rafaela, pp 36-43.
- Álvarez R. & C Álvarez. 2002. Descomposición de residuo de trigo marcado con 14C: efecto del grado de contacto con el suelo. XVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Actas en CD.
- Álvarez R. & HS Steinbach. 2006. Balance de Carbono en Suelos Cultivados. En: Materia Orgánica: valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos. Roberto Álvarez (coordinador). Ed. Facultad Agonomía, UBA. Buenos Aires, pp: 55-68.
- Álvarez R; O Santanatoglia & R García. 1995. In situ descomposition of 14C-labelled wheat as affected by soil disturbance. Agrochimica 39: 343-348.
- Domínguez GF & GA Studdert. 2006. Balance de carbono en um Molisol bajo labranza convencional. Actas XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Salta-Jujuy, 19 al 22 de septiembre de 2006. En CD.
- Dominguez G & G Studdert. 2015. Balance de C en el SE Bonaerense: el rol de los sistemas de cultivo. En: El Impacto de los Sistemas actuales de cultivo sobre las Propiedades Químicas del Suelo y sus efectos sobre los Balances de Carbono. Ed: Pereira, E., Minoldo, G. & J.A. Galanini. INTA Ediciones. Coronel Suarez, Buenos Aires: 45-51.
- Coll L. 2014. Evaluación de cultivares de Colza-Canola, ciclo agrícola 2012. INTA EEA Paraná. 5 pp.
- Cordone G; F Martínez; A Andriulo & H Ghío. 2005. El balance de carbono del suelo. Conociendo el suelo en siembra directa 2004, AAPRESID: 9-12.
- Forján H & L Manso. 2009. Los cultivos estivales de segunda. AgroBarrow 42:2-4.
- Forján H; L Iriarte & M Borda. 2005. Siembra de cultivos de "segunda" sobre distintos antecesores de cosecha fina. 5pp. Disponible en: http://inta.gob.ar/unidades/724000/sobre-724000. Ultimo acceso: julio de 2017.
- García FO. 2014. Agricultura Sustentable y Materia Orgánica del Suelo: Siembra Directa, Rotaciones y Fertilidad. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/253537931_Agricultura_Sustentable_y_Materia_Organica_del_Suelo_Siembra_Directa_Rotaciones_y_Fertilidad. Último acceso: diciembre de 2017.
- Iriarte L. 2009. Colza: un poco de historia, situación actual y perspectivas. Agrobarrow 43: 12-14.
- Lanfranco J & N Carrizo.1988. Cartas de suelo de la Estación Experimental Julio Hirschhon. Sin editar.
- Montico S & N Di Leo. 2011. Sustentabilidad de diferentes modelos de uso de la tierra en unidades de paisaje de una cuenca del sur de Santa Fe, Argentina. Natura Neotropicalis 42: 22-33
- Papa J & D Tuesca. 2009. Los problemas actuales de malezas en la región sojera núcleo argentina: origen y alternativas de manejo. INTA EEA Oliveros. 24 pp.
- Pomares F. 2006. La materia orgánica en el suelo: principios básicos y estrategias de fertilización orgánica. Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias. 39 pp.
- Sarandón, S. 2002. La agricultura como actividad transformadora del ambiente. El impacto de la agricultura intensiva de la revolución verde. Cap 1:23-47.
- Sarandón S; M Zuluaga; R Cieza; C Gómez; L Janjetic & E Negrete. 2006. Evaluación de la Sustentabilidad de Sistemas Agrícolas de fincas en Misiones, Argentina, mediante el uso de indicadores. Disponible en: http://revistas.um.es/agroecologia/article/view/14. Ultimo acceso: agosto 2017.

C4P52. IMPACTO DE LA FERTILIZACIÓN Y CULTIVOS DE COBERTURA SOBRE PROPIEDADES BIOLÓGICAS DEL SUELO

Fontana, Marianela B.[1]; Novelli, Leonardo E.[1,2]; Sterren, María A.[1]; Uhrich, Walter G.[1] ; Benintende, Silvia M.[1] y Barbagelata, Pedro A.[1,3].

[1]Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos. [2]CONICET. [3]EEA Paraná INTA.

*fontanamb@fca.uner.edu.ar; Ruta 11 km 10,5 (3101), Oro Verde, Entre Ríos, Argentina.

RESUMEN

En las últimas décadas, Argentina ha sufrido una expansión de la agricultura hacia áreas de menor aptitud agrícola y una simplificación de las secuencias de cultivos, las cuales aumentaron la proporción del cultivo de soja [*Glycine max* (L.) Merr.]. La utilización de esta especie como único cultivo anual genera impactos negativos sobre los agroecosistemas, arriesgando la sustentabilidad de los mismos. La incorporación de cultivos de cobertura (CC) y un plan de fertilización adecuado en secuencias dominadas por soja, pueden constituir alternativas para contrarrestar este efecto. Estas prácticas podrían mejorar las propiedades de suelo al generar un ambiente edáfico más favorable para los microorganismos del suelo y, en consecuencia, incrementar la productividad del cultivo de renta. Los objetivos del trabajo fueron: i) evaluar el efecto de la incorporación de cultivos de cobertura y de la fertilización en secuencias de cultivos dominadas por soja sobre propiedades de suelo, y ii) relacionar estas propiedades con la productividad de la soja. El estudio fue realizado en un ensayo de larga duración bajo siembra directa, iniciado en 2006 en la EEA Paraná de INTA, Argentina. Los tratamientos fueron: i) monocultivo de soja (S), ii) monocultivo de soja fertilizada con P y S (Sf), iii) trigo como cultivo de cobertura/soja (CC/S), iv) trigo como cultivo de cobertura/soja fertilizada con P y S (CC/Sf), v) trigo como cultivo de cobertura fertilizado con N/ soja fertilizada con P y S (CCN/Sf), y vi) trigo como cultivo de cobertura fertilizado con N/ soja fertilizada con P y S en una rotación trigo/soja-maíz-CCN/Sf (CCN/Sf rot). Se analizó el rendimiento de soja desde el inicio del experimento y se muestreo el suelo en 2015 y 2016, a dos profundidades (0-5 y 0-15 cm). Se determinó: Carbono Orgánico (COS), Nitrógeno Total, C y N de la materia orgánica particulada, C y N de la materia orgánica asociada a los minerales, C y N de la biomasa microbiana (CBM y NBM) y N de incubaciones anaeróbicas de siete días. Para analizar el efecto de los tratamientos sobre las propiedades de suelo y su relación con la productividad de la soja, los años se clasificaron de acuerdo al monto de precipitaciones alrededor del ciclo de cultivo de soja como neutro (entre 300 y 600 mm), húmedo (>600 mm) y seco (<300 mm). A excepción del tratamiento CC/S, las secuencias de cultivo que incluyeron CC mostraron mayores valores para las variables de suelo y el rendimiento de soja, en comparación con S y Sf. Los tratamientos CCN/Sf y CCN/Sf rot no se diferenciaron estadísticamente. En años húmedos, no se encontró asociación entre las variables de suelo analizadas y el rendimiento de soja. Sin embargo, el rendimiento se asoció positivamente con COS (r^2=0,81; p<0,05) y CBM (r^2=0,92; p<0,01) a 0-5 cm de profundidad, en años de precipitaciones neutras. Los resultados sugieren que la incorporación de cultivos de cobertura y un correcto manejo de la fertilización en secuencias dominadas por soja son estrategias adecuadas para mantener la sustentabilidad de los agroecosistemas.

Palabras claves: monocultivo de soja, cultivos de cobertura, fertilización.

C4P53. CULTIVOS DE COBERTURA: UNA MIRADA HACIA LOS POLICULTIVOS

Frasier, Ileana[1*]; Gómez, María F.[1]; Álvarez, Cristian[1]; Barraco, Mirian[2]; Raspo, Sandro M.[3]; Aria, María T.[3]; Scherger, Eric[1]; Adema Bernal, María I.[4]; Rampo Mauro[2]; Elke Noellemeyer[5] y Quiroga, Alberto[1,5]

[1]INTA Anguil. Ruta Nacional 5 km 580. La Pampa. Argentina. (*) Autor de contacto: frasier.ileana@inta.gob.ar
[2]INTA Gral. Villegas. San Martin 26 (6323). Gral. Villegas, Pcia. Bs As. Argentina.
[3]Grupo Suelos y Sistemas.
[4]Becaria Doctoral Conicet. Ruta 35 km 335. La Pampa. Argentina.
[5]Facultad de Agronomía. Universidad de La Pampa. Ruta 35 km 334. Santa Rosa. La Pampa. Argentina.

RESUMEN

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la productividad aérea y radicular de cultivos de cobertura a base de una, dos o más especies combinadas en la mezcla y su efecto sobre la distribución de raíces en el perfil y la eficiencia de uso del agua. El experimento de campo fue conducido en el año 2017 sobre un suelo Hapludol Típico ubicado en la localidad de Florentino Ameghino, Pcia. Buenos Aires. Los tratamientos evaluados incluyeron: 1. policultivos a base de gramíneas y nabo; 2. policultivos a base de gramíneas, leguminosas y nabo; 3. policultivos a base de leguminosas y nabo; 4. trébol subterráneo y nabo; 5. trébol persa; 6. centeno; 7. vicia y nabo forrajero; 8. triticale; 9. vicia; 10. trébol rojo y; 11. trébol subterráneo. Los cultivos de cobertura fueron sembrados a principios del mes de mayo de 2017 en un diseño en franjas y su crecimiento se detuvo a principios del mes de noviembre a través de la práctica de rolado. Las variables estudiadas fueron productividad aérea y de raíces, su distribución en el perfil del suelo hasta el metro de profundidad y la eficiencia de uso del agua. Los resultados indican que combinar 4, 5 o 10 especies diferentes no significó cambios en la producción de biomasa aérea de los policultivos respecto de los monocultivos con gramíneas. Sumado a ello, una mayor diversidad de especies en la mezcla no necesariamente estuvo asociada con una mayor biomasa de raíces al metro de profundidad respecto de las monoespecies aunque la utilización de la vicia contribuyó con una mayor biomasa de raíces en los estratos inferiores del perfil (60-80 cm) que se vió reflejado en los policultivos donde estuvo incorporada. Este trabajo preliminar además señala algunos aspectos agronómicos necesarios de estudiar a futuro.

Palabras claves: biomasa aérea, biomasa de raíces, eficiencia de uso del agua

INTRODUCCIÓN

Los cultivos de cobertura constituyen una estrategia clave para mejorar la sustentabilidad de los sistemas agrícolas debido a los múltiples beneficios que proporcionan asociados con el control de la erosión, la supresión de malezas, la prevención de lixiviación de nitrógeno (N), la formación de materia orgánica y la estabilización de la estructura (Quiroga *et al.*, 2009; Fernández *et al*., 2012; Álvarez *et al*., 2013; Restovich y Andriulo, 2013; Alvarez *et al.*, 2017; Frasier *et al*., 2017a). En general, las gramíneas que se utilizan para tal fin poseen una mayor influencia sobre la condición física de los suelos mientras las leguminosas inciden en mayor grado sobre la dinámica del nitrógeno. Se ha propuesto que el uso de una mayor diversidad de especies combinadas en una misma mezcla mejoraría la provisión de servicios de los agroecosistemas (Smith *et al*., 2014; White *et al*., 2017; Finney y Kaye, 2017), y aparentemente, utilizar especies que se complementan en sus características funcionales sería clave para aumentar la multifuncionalidad del sistema y su sustentabilidad (Schipanski et al., 2014; Blesh, 2017). En ese sentido, varios trabajos han demostrado que la consociación gramínea-leguminosa optimiza los beneficios asociados con el uso de cada especie en forma individual (Sainju *et al*., 2005; Tosti *et al*., 2012; Frasier *et al.*, 2017b). Sin embargo, pocos estudios han evaluado en profundidad los beneficios del uso de más de dos especies (policultivos) como cultivos de cobertura.

En los últimos años se ha puesto especial atención en las diferencias que presentan las distintas especies que se utilizan como cultivo de cobertura, no solo en su productividad aérea sino también en la distribución, cantidad y calidad de su sistema radical (Frasier *et al.*, 2014; Oderiz *et al*., 2017). Este es un aspecto que puede contribuir a la comprensión de la complementariedad entre las especies que participan en las mezclas asociado con su fenología y la utilización de los recursos, sumado al rol que cumplen las raíces en la formación de materia orgánica del suelo (Kong y Six, 2010; Kätterer *et al*., 2011). En base a estos antecedentes se plantearon como interrogantes: i) ¿cómo los cultivos de cobertura se diferencian en términos de su productividad aérea y radicular (cantidad y distribución); ii) ¿cómo los sistemas radiculares de las monoespecies se expresan en las mezclas? y iii) ¿qué efecto tiene aumentar el número de especies en la mezcla sobre la eficiencia de uso del agua?

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la productividad aérea y radicular de cultivos de cobertura a base de una, dos o más especies combinadas en la mezcla y su efecto sobre la distribución de raíces en el perfil y la eficiencia de uso del agua.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de estudio y diseño experimental

El experimento de campo fue conducido en el año 2017 sobre un suelo Hapludol Típico con influencia de la capa freática a partir de los 80 cm ubicado en la localidad de Florentino Ameghino (S 34°52´ 32.96¨; W 62°22´4.26¨) con una precipitación media anual de los últimos 10 años de 942 mm. Los cultivos de cobertura fueron sembrados a principios del mes de mayo de 2017 con una sembradora Crusianelli Gringa V en un diseño en franjas de 21 x 400 m con un distanciamiento entre hileras de 23 cm bajo siembra directa. Los tratamientos evaluados fueron los siguientes:

1. Policultivo a base de gramíneas y nabo: Centeno (*Secale cereale*) (3 kg ha^{-1}), Triticale (*Triticosecale*) (4 kg ha^{-1}), Tillage radish Gigante (5 kg ha^{-1}), Nabo forrajero (*Raphanus napus* cv Goleat) (5 kg ha^{-1})
2. Policultivo a base de gramíneas, leguminosas y nabo: Vicia (*Vicia villosa*) (10 kg ha^{-1}), Trébol persa (*Trifolium resupinatum* L.) (3 kg ha^{-1}), Trébol rojo (*Trifolium pratense*) (3 kg ha^{-1}), Trébol Balansa (*Trifolium michelanium*) (3 kg ha^{-1}), Tillage radish Gigante (4 kg ha^{-1}), Nabo forrajero (4 kg ha^{-1}), Zanahoria (2 kg ha^{-1}), Lino (1 kg ha^{-1}), Centeno (Secale cereale L). (3 kg ha^{-1}), Triticale (4 kg ha^{-1})
3. Policultivo a base de leguminosas y nabo: Vicia (10 kg ha^{-1}), Trébol persa (5 kg ha^{-1}), Trébol rojo (5 kg ha^{-1}), Trébol Balansa (5 kg ha^{-1}), Tillage radish Gigante (5 kg ha^{-1})
4. Trébol subterráneo (*Trifolium subterraneum* L.) (10 kg ha^{-1}), Tillage radish Gigante (5 kg ha^{-1})
5. Trébol persa (10 kg ha^{-1})
6. Centeno (50 kg ha^{-1})
7. Vicia (10 kg ha^{-1}), Nabo forrajero (5 kg ha^{-1})
8. Triticale (100 kg ha^{-1})
9. Vicia (20 kg ha^{-1})
10. Trébol rojo (10 kg ha^{-1})
11. Trébol subterráneo (10 kg ha^{-1})

El crecimiento de los cultivos de cobertura se detuvo a principios del mes de noviembre a través de la práctica de rolado.

Determinaciones

Productividad aérea y de raíces. Previo al rolado de los cultivos de cobertura se determinó la biomasa aérea a partir del peso seco del material recolectado dentro de un área conocida (aro de 0.25 m^2) con una intensidad de muestreo de 4 réplicas por franja. La biomasa de raíces se determinó por el método propuesto por Frasier *et al*. (2016) hasta el metro de profundidad de suelo estratificando cada 20 cm con una intensidad de 3 réplicas por franja. A partir de estas variables de calculó la relación raíz: parte aérea de cada tratamiento.

Eficiencia de uso del agua. Las eficiencias de uso del agua se determinaron a partir de la ecuación [1] *(Quiroga et al*., 2006) incluyendo en el cálculo la biomasa de raíces al metro y los usos consuntivos a partir de la ecuación [2] (López y Arrúe, 1997):

EUA total (kg ha^{-1} mm^{-1}) = Productividad aérea y radicular (kg MS ha^{-1}) / UC (mm) [1]

$UC = AT_i + Pp - AT_f$ [2]
Donde:
AT_i: Agua útil inicial al metro de profundidad (mm)
Pp: Precipitaciones acumuladas durante el ciclo del cultivo (mm)
AT_f: Agua útil final al metro de profundidad (mm)

Los datos se analizaron mediante análisis de la varianza y la comparación de medias por el test de Fisher con un nivel de significancia del 5%. La biomasa total de raíces fue transformada al ln (y) determinada a partir de la pendiente de

los gráficos de Box y Cox (Box y Cox, 1964). Los resultados presentados corresponden a las medias retransformadas. Todos los análisis estadísticos fueron realizados utilizando el software Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Considerando que los objetivos por los cuales se decide incluir un cultivo de cobertura en la rotación pueden ser muy diferentes es conveniente tener en cuenta las principales contribuciones de cada uno al momento de evaluarlos. En ese sentido, muchos de los beneficios que proveen asociados por ejemplo con el control de malezas, la captura de N, la atenuación de pérdidas por evaporación entre otros se encuentran relacionados con la producción de biomasa aérea, y por ende, con la cobertura que queda remanente sobre la superficie del suelo (Quiroga *et al*., 2009; Fernández *et al*., 2012; Álvarez *et al*., 2013). En ese sentido, la productividad aérea de las gramíneas evaluadas como monoespecies (centeno y triticale) presentaron valores promedios de 7500 y 9600 kg MS ha^{-1} respectivamente que resultaron superiores al resto de los tratamientos (P<0.0001) (Figura 1). Combinar 4, 5 o 10 especies diferentes no significó cambios en la producción de biomasa aérea de los policultivos que en promedio produjeron 5400 kg MS ha^{-1}, lo que resultó significativamente inferior a las monoculturas de gramíneas. Estos resultados concuerdan con estudios recientes en los cuales tampoco se pudo comprobar que una mayor diversidad de especies en la mezcla incrementaría la productividad aérea respecto de la monoespecie (Smith *et al*., 2014; Finney *et al.*, 2016; Bybee-Finley *et al*., 2017). Estos resultados han sido atribuido a un efecto compensatorio entre las especies de la mezcla para lo cual considerar la estructura del canopeo podría minimizar la competencia entre especies (Anderson, 2017). Una mayor diversidad de especies en la mezcla no necesariamente estuvo asociada con una mayor biomasa de raíces al metro de profundidad respecto de las monoespecies. Los valores más altos se observaron en las mezclas que incluyeron nabo, independientemente del número de especies participantes, probablemente asociado con las características de su raíz tuberosa, alcanzando valores máximos de 11600 kg MS ha^{-1}. La biomasa de raíces en las monoespecies con gramíneas fue superior respecto de las leguminosas con una relación raíz : parte aérea cercana a 1 en vicia y de 0.8-0.9 en las gramíneas testeadas en concordancia con estudios previos *(Oderiz et al.*, 2017). No se observaron diferencias entre los tratamientos con vicia, trébol persa y trébol subterráneo que en promedio presentaron una biomasa radicular de 4388 kg MS ha^{-1}, valor que fue superado en un 43% por el trébol rojo. Sin embargo, los tréboles rojo y subterráneo presentaron una menor precocidad respecto de la vicia o del trébol persa lo que podría constituir una desventaja desde el punto de vista de su uso como cultivo de cobertura considerando la ventana acotada de tiempo que ocupa dentro de la rotación. En ese sentido, leguminosas más precoces no resultarían tan condicionantes de la fecha de siembra y la disponibilidad de agua para el cultivo sucesor.

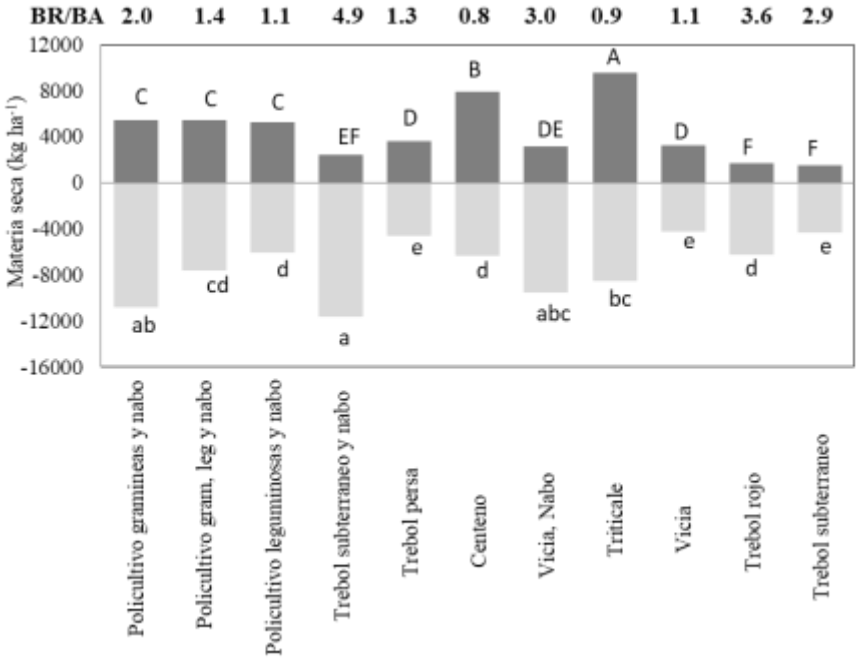


Figura 1: Productividad aérea y radicular hasta el metro de profundidad de cultivos de cobertura (kg MS ha^{-1}). Diferentes letras indican diferencias significativas entre tratamientos en la productividad aérea (mayúscula) y de raíces (minúscula). En negrita se indica la relación raíz: parte aérea (BR/BA).

Integrar diferentes sistemas radiculares es una de las razones por las cuales interesa combinar varias especies en una misma mezcla para lo cual resulta necesario estudiar la distribución de raíces en el perfil. Además, existe evidencia que demuestra la importancia de las raíces en la formación de materia orgánica del suelo respecto de los residuos sobre la superficie del suelo (Gale *et al*., 2000; Rasse *et al*., 2005; Kong y Six, 2010; Rumpel *et al*., 2015; Mazzilli *et al*., 2015). Los resultados indican que la utilización de la vicia contribuyó con una mayor biomasa de raíces en los estratos inferiores del perfil (60-80 cm) que se vieron reflejados en los policultivos donde estuvo incorporada (Figura 2). Por el contrario, la combinación de gramíneas y nabo contribuyó con importantes volúmenes de raíces en los primeros 20 cm del perfil asociado a su arquitectura radicular. Estos avances en cuanto a la evaluación de efectos cuantitativos de distintos cultivos de cobertura deben ser complementados con estudios cualitativos, como la relación C/N, que van a incidir en la dinámica de la materia orgánica, y consecuentemente, en el ciclo de los nutrientes. Al respecto, estudios preliminares muestran diferencias en las tasas de descomposición de raíces de centeno de acuerdo al estrato de profundidad de suelo (Frasier *et al., 2017)* y su relación con la dinámica del N mineral (Oderiz *et al*., 2017).

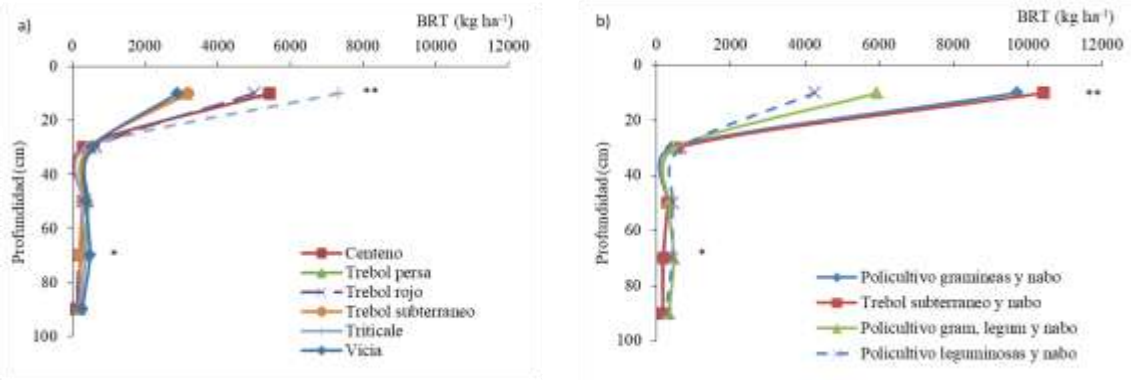


Figura 2: Distribución de raíces en el perfil de suelo de cultivos de cobertura de una especie (a) o mezclas de 2, 4, 5 o 10 especies (b). Los asteriscos indicas diferencias entre tratamientos con un nivel de significancia <0.001 (*) y <0.0001 (**).

Al analizar las eficiencias en el uso del agua total (aérea y raíces) se puede evidenciar, en general, que aquellos tratamientos que incluyeron gramíneas resultaron ser más eficientes que las leguminosas considerando además que las gramíneas tienen un mayor consumo inicial de agua que las leguminosas cuyo uso consuntivo tiende a ser más importante al final del ciclo (Figura 3). En el policultivo de gramíneas y nabo la alta eficiencia, similar a los monocultivos, estuvo relacionada con una mayor producción de raíces. Lo mismo ocurrió en las combinaciones nabo-leguminosa con alta eficiencia pero alta partición a raíz. Aumentar el número de especies en el policultivo incluyendo leguminosas + gramíneas y nabo se tradujo en una menor eficiencia de uso del agua total.

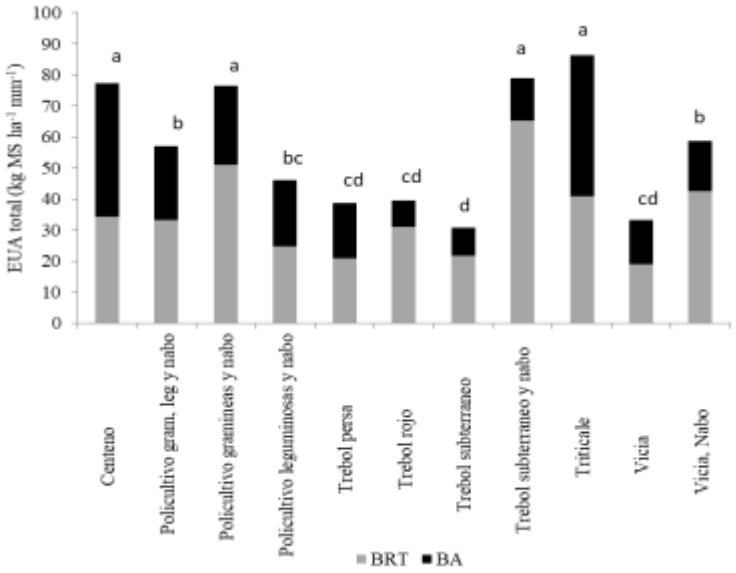


Figura 3: Eficiencia de uso del agua total de los cultivos de cobertura identificando las componentes de biomasa aérea (BA) y biomasa de raíces (BRT). Las letras indican diferencias entre tratamientos en la eficiencia total.

CONCLUSIONES

Este trabajo muestra resultados preliminares coincidente con evidencia reciente que muestra que los policultivos pueden proveer múltiples beneficios aunque a un nivel inferior respecto de los monocultivos, y además señala interrogantes que habría que estudiar como los aspectos agronómicos de las densidades relativas entre las especies y la combinación de diferentes arquitecturas de canopeo y raíces para disminuir la competencia y favorecer la sinergia entre especies además de la calidad del material aportado al sistema y su relación con la dinámica de la materia orgánica del suelo.

AGRADECIMIENTOS

A los Programas Nacionales de Agua (1133033) y Cereales y Oleaginosas (PE 1127032) del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria y la firma San José SCA.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, C., Quiroga, A., Santos, D., Bodrero, M., 2013. Contribuciones de los cultivos de cobertura a la sostenibilidad de los sistemas de producción. INTA, Anguil.
- Alvarez, R., Steinbach, H.S., De Paepe, J.L., 2017. Cover crop effects on soils and subsequent crops in the pampas: A meta-analysis. Soil Tillage Res. 170, 53–65.
- Anderson, R.L., 2017. Considering canopy architecture when planning cover crop mixtures. Renew. Agric. Food Syst. 32, 109–111.
- Blesh, J., 2017. Functional traits in cover crop mixtures: Biological nitrogen fixation and multifunctionality. J. Appl. Ecol. 1–11.
- Box, G., Cox, D., 1964. An analysis of transformations. J. R. Stat. Soc. Ser. B 26, 211–252.
- Bybee-Finley, K.A., Mirsky, S.B., Ryan, M.R., 2017. Crop Biomass Not Species Richness Drives Weed Suppression in Warm-Season Annual Grass–Legume Intercrops in the Northeast. Weed Sci. 65, 669–680.
- Di Rienzo, J.A., Casanoves, F., Balzarini, M.G., González, L., Tablada, M., Robledo, C.W., 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Fernández, R., Quiroga, A., Noellemeyer, E., 2012. Cultivos de cobertura,¿una alternativa viable para la región semirárida pampeana. Cienc. del suelo 30, 137–150.
- Finney, D.M., Kaye, J.P., 2017. Functional diversity in cover crop polycultures increases multifunctionality of an agricultural system. J. Appl. Ecol. 54, 509–517.
- Finney, D.M., White, C.M., Kaye, J.P., 2016. Biomass production and carbon/nitrogen ratio influence ecosystem services from cover crop mixtures. Agron. J. 108, 39–52.
- Frasier, I., Gomez, M.F., del Rio, J., Noellemeyer, E., Quiroga, A., 2017a. Variacion temporal de la abundancia y distribución de raices de centeno como cultivo de cobertura. III Jornadas Nac. suelos Ambient. semiáridos y II taller Nac. Cartogr. Digit. 8 y 9 Septiembre 2017. Bahia Blanca, CERZOS-CONICET.
- Frasier, I., Noellemeyer, E., Amiotti, N., Quiroga, A., 2017b. Vetch-rye biculture is a sustainable alternative for enhanced nitrogen availability and low leaching losses in a no-till cover crop system. F. Crop. Res. 214, 104-212.
- Frasier, I., Noellemeyer, E., Fernández, R., Quiroga, A., 2016. Direct field method for root biomass quantification in agroecosystems. MethodsX 3, 513–519.
- Frasier, I., Riestra, D., Noellemeyer, E., Quiroga, A.R., 2014. Aporte de C y N de raíces de cultivos de cobertura, in: Sa Pereira, E., Minoldo, G., Galantini, J.A. (Eds.), Impacto de Los Sistemas Actuales de Cultivo Sobre Las Propiedades Químicas Del Suelo: Efectos Sobre Los Balances de Carbono. p. 196.
- Gale, W.J., Cambardella, C.A., Bailey, T.B., 2000. Root-Derived Carbon and the Formation and Stabilization of Aggregates. Soil Sci. Soc. Am. J. 64, 196–201.
- Kätterer, T., Bolinder, M.A., Andrén, O., Kirchmann, H., Menichetti, L., 2011. Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. Agric. Ecosyst. Environ. 141, 184–192.
- Kong, A.Y.Y., Six, J., 2010. Tracing Root vs. Residue Carbon into Soils from Conventional and Alternative Cropping Systems. Soil Sci. Soc. Am. J. 74, 1201–1210.
- López, M.V., Arrúe, J.L., 1997. Growth, yield and water use efficiency of winter barley in response to conservation tillage in a semi-arid region of Spain. Soil Tillage Res. 44, 35–54.
- Mazzilli, S.R., Kemanian, A.R., Ernst, O.R., Jackson, R.B., Piñeiro, G., 2015. Greater humification of

belowground than aboveground biomass carbon into particulate soil organic matter in no-till corn and soybean crops. Soil Biol. Biochem. 85, 22–30.
- Oderiz, A., Uhaldegaray, M., Frasier, I., Quiroga, A.R., Amiotti, N., Zalba, P., 2017. Raices de cultivos de cobertura: cantidad, distribución e influencia sobre el N mineral. Cienc. del suelo 35 (2), 249-258.
- Quiroga, A., Funaro, D., Noellemeyer, E., Peinemann, N., 2006. Barley yield response to soil organic matter and texture in the Pampas of Argentina. Soil Tillage Res. 90, 63–68.
- Quiroga, A.R., Fernandez, R., Frasier, I., Scianca, C., 2009. CULTIVOS DE COBERTURA. Análisis de su inclusión en distintos sistemas de producción. Jornadas Nacionales "Sistemas Productivos Sustentables: Fósforo, Nitrógeno y Cultivos de Cobertura". AACS. 10 y 11 de agosto, Bahía Blanca.
- Rasse, D.P., Rumpel, C., Dignac, M.-F., 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. Plant Soil 269, 341–356.
- Restovich, R., Andriulo, A., 2013. Cultivos de cobertura en la rotación con soja-maiz: biomasa aérea, captura de nitrógeno, consumo de agua y efecto sobre el rendimiento de grano, in: Alvarez, C., Quiroga, A., Santos, D., Bodrero, M. (Eds.), Contribuciones de Los Cultivos de Cobertura a La Sostenibilidad de Los Sistemas de Producción. Anguil, p. 195.
- Rumpel, C., Baumann, K., Remusat, L., Dignac, M.-F., Barré, P., Deldicque, D., Glasser, G., Lieberwirth, I., Chabbi, A., 2015. Nanoscale evidence of contrasted processes for root-derived organic matter stabilization by mineral interactions depending on soil depth. Soil Biol. Biochem. 85, 82–88.
- Sainju, U.M., Whitehead, W.F., Singh, B.P., 2005. Biculture Legume–Cereal Cover Crops for Enhanced Biomass Yield and Carbon and Nitrogen. Agron. J. 97, 1403–1412.
- Schipanski, M.E., Barbercheck, M., Douglas, M.R., Finney, D.M., Haider, K., Kaye, J.P., Kemanian, A.R., Mortensen, D.A., Ryan, M.R., Tooker, J., White, C., 2014. A framework for evaluating ecosystem services provided by cover crops in agroecosystems. Agric. Syst. 125, 12–22.
- Smith, R.G., Atwood, L.W., Warren, N.D., 2014. Increased productivity of cover crop mixture is not associated with enhanced agroecosystem services. PLoS One 9, e93751.
- Tosti, G., Benincasa, P., Farneselli, M., Pace, R., Tei, F., Guiducci, M., Thorup-Kristensen, K., 2012. Green manuring effect of pure and mixed barley - hairy vetch winter cover crops on maize and processing tomato N nutrition. Eur. J. Agron. 43, 136–146.
- White, C.M., DuPont, S.T., Hautau, M., Hartman, D., Finney, D.M., Bradley, B., LaChance, J.C., Kaye, J.P., 2017. Managing the trade off between nitrogen supply and retention with cover crop mixtures. Agric. Ecosyst. Environ. 237, 121–133.

C4P54. CRITERIOS PARA ESTIMAR LA PROFUNDIDAD DE NAPA EN SUELOS HÍDRICOS UN ESTUDIO DE CASO EN NORPATAGONIA, ARGENTINA.

Frugoni, María Cristina y Falbo, Gabriel.

Asentamiento Universitario San Martín de los Andes, Universidad Nacional del Comahue. Pasaje de la Paz 235. San Martín de los Andes. Argentina. crisfrugoni@gmail.com

RESUMEN

Este trabajo se realizó en el sector denominado "Vega Plana" (40°07´02" 40°08´39"LS 71°15´14" 71°18´17" LO) en San Martín de los Andes, Neuquén, Argentina. Está inserta en un paisaje de valle glacifluvial, rodeado de montañas que drenan hacia él. El relieve es plano y los suelos son de drenaje lento, cubiertos por gramíneas y ciperáceas. Las depresiones o "mallines" en los valles intermontanos de Norpatagonia son frecuentes y funcionan como unidades reguladoras de la hidrología del paisaje, almacenando los excesos hídricos en épocas de lluvia y aportando agua a los arroyos en estiaje. Los suelos que desarrollan en estos ecosistemas son los denominados suelos hídricos. En esta región son derivados de cenizas volcánicas, con características intrínsecas impresas por el material de origen, pero con una evolución signada por la napa freática permanente. Este rol regulador de los suelos hídricos adquiere mayor relevancia cuando se debe resolver el desarrollo de ciudades en ámbitos de estas características. San Martín de los Andes incluye mallines en su ejido, siendo el más importante la "Vega Plana", sobre el cual se están realizando desarrollos inmobiliarios, acotados por una normativa restrictiva en cuanto al porcentaje de uso del suelo. Uno de los criterios de ocupación del suelo concierne a la profundidad que alcanza la napa freática. Debido a la complejidad que poseen estos procesos y su manifestación en el perfil, es que se propone una serie de criterios para estimar esa profundidad. Se estudiaron los rasgos redoximórficos y se propusieron criterios para estimar la menor profundidad que puede alcanzar la napa freática. Las concentraciones redox abundantes, precisas y gruesas indicarían la presencia de la franja capilar; los sectores con pérdidas redox dominantes coincidirían con la franja de oscilación de la napa y las áreas reducidas con la presencia de agua libre durante gran parte del año.

Palabras claves: rasgos redoximórficos, suelos volcánicos, San Martín de los Andes

INTRODUCCIÓN

Las depresiones o "mallines" en los valles intermontanos de Norpatagonia son frecuentes y funcionan como unidades reguladoras de la hidrología del paisaje, almacenando los excesos hídricos en épocas de lluvia y aportando agua a los arroyos en tiempos de estiaje. Los suelos que se desarrollan en estos ecosistemas son los denominados suelos hídricos: formados bajo condiciones de saturación, inundación o encharcamiento, como para que se den condiciones anaeróbicas al menos en la parte superior del perfil (USDA, 2017). Este rol adquiere mayor relevancia cuando se debe resolver el desarrollo de ciudades en ámbitos naturales de estas características.

La ciudad de San Martín de los Andes incluye en su ejido una serie de mallines, siendo el más importante el denominado "Vega Plana", sobre el cual se están realizando desarrollos inmobiliarios, acotados por una normativa restrictiva en cuanto al porcentaje de uso del suelo. Uno de los criterios de ocupación del suelo concierne a la profundidad que alcanza la napa freática. La secuencia de horizontes resultante de estos procesos y su interpretación es particularmente compleja, por lo que se considera pertinente aportar un marco de análisis a desarrolladores y decisores políticos.

Este trabajo aporta una serie de criterios que permiten, con indicadores de campo, estimar la menor profundidad que puede alcanzar la napa de agua y su franja capilar. Esos indicadores son los "rasgos redoximórficos" definidos en la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2014), especialmente los que conciernen a la oxido-reducción, translocación y acumulación de hierro y a la acumulación de materia orgánica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio comprende el sector denominado "Vega Plana" (40°07´02" 40°08´39"LS 71°15´14" 71°18´17" LO) en la ciudad de San Martín de los Andes, provincia del Neuquén, Argentina (Figura 1). La misma se encuentra inserta en un paisaje de montañas modeladas por la acción glacial, lo que se evidencia en rasgos erosivos de esta acción (laderas de fuertes pendientes en las montañas circundantes) y en rasgos sedimentarios (valles glacifluviales en forma de U, en este caso el valle del arroyo Maipú-Calbuco). El clima es templado-húmedo (1500mm promedio anual), con un régimen de precipitaciones que se concentra en los meses de otoño-invierno, aunque el período seco no es lo suficientemente largo como para provocar un estrés hídrico en los suelos. Los materiales geológicos de variada litología que fueron acumulados o dejados al descubierto por este proceso, fueron sepultados por materiales provenientes de eyecciones volcánicas durante el Holoceno. Estos volcanes están presentes en la Cordillera de los Andes e integran el Anillo de Fuego Circumpacífico, siendo buena parte de ellos activos o potencialmente activos. Debido a esto, la génesis de los suelos se independizó de esta gran variedad de materiales, dando lugar al desarrollo de suelos derivados de cenizas volcánicas. La vegetación dominante del área corresponde al bosque de *Nothofagus*, el cual domina la cobertura vegetal presente en las laderas, mientras que en las bases de las pendientes dominan especies de gramíneas en las áreas más secas y ciperáceas (junquillos) en las áreas más húmedas. La vega plana está inserta en un paisaje de valle glacifluvial, el cual se encuentra rodeado de montañas que drenan hacia él, generando una cuenca receptora que vierte sus aguas hacia el lago Lácar a través de la cuenca del arroyo Maipú-Calbuco-Pocahullo. El relieve es plano y los suelos son en su mayor parte de moderada a pobremente drenados. La vegetación dominante corresponde a las formaciones de "vegas", pobladas por gramíneas y ciperáceas con una cobertura vegetal del 100%. La superficie del suelo no presenta pedregosidad.



Figura 15. Localización del área de estudio.

Marco legal de la ciudad

La ciudad de San Martín de los Andes ha desarrollado a lo largo de su historia una fuerte voluntad de concebir el desarrollo considerando la conservación del ambiente natural, principalmente en determinadas unidades paisajísticas consideradas como piezas urbano-ambientales únicas y de prioritaria preservación. Tal es el caso de la denominada "Vega Plana" y sus áreas contiguas, para las cuales existen políticas públicas que se encuentran vigentes desde fines de los años ´90. La Ordenanza 3012/98 (MSMA, 1998) y su complementaria 8390/09 (MSMA, 2009) contemplan una regulación a escala de cuencas de los usos urbanos en faldeos y valle, estableciendo además un sistema de salvaguardas ambientales, Decreto 747/11 (MSMA, 2011) y una tutela ecohidrológica. Sobre esta base, se establecen diferentes clases de aptitud urbano-ambiental definidas, entre otros aspectos, por la profundidad que alcanza la napa freática. Con este marco y dada la dificultad para definir cuál es el nivel superior que puede alcanzar la napa de agua en cada porción del paisaje, es que se establecieron criterios orientativos, tanto para los desarrolladores, como para los decisores municipales.

Relevamiento de campo

La información analizada corresponde a nueve transectas distribuidas a lo largo del valle y orientadas a favor de la pendiente. Las mismas descienden desde la base de las montañas hacia el arroyo Maipú, principal vía de drenaje del valle. En cada una de ellas se realizaron entre tres y cuatro puntos de muestreo, complementados con prospecciones de barreno para la corroboración de ciertas características edáficas. En cada punto se abrió una calicata y se realizó la descripción completa del suelo de acuerdo a las normas establecidas (Schoeneberger et al, 1998) (Figura 2).



Figura 16. Ubicación de las transectas.

Indicadores de campo

Los procesos edáficos que ocurren en los suelos hídricos están signados por el tiempo que permanence el agua en los diferentes niveles del perfil del suelo. Los mismos están descriptos en las condiciones ácuicas del suelo (Soil Survey Staff, 2014). Los indicadores son los denominados rasgos redoximóficos, que son los patrones de color característicos de suelos mojados. Se definen tres tipos de rasgos redoximórficos. ***Concentraciones redox:*** son zonas o puntos parduzcos, rojizos o negruzcos, donde los óxidos de hierro y/o manganeso se han acumulado. También puede haber masas blandas de forma irregular dentro de la matriz del suelo. Las concentraciones redox están caracterizadas por el color de los óxidos de hierro y/o manganeso. Estas concentraciones se forman si el material del suelo se oxida periódicamente luego de haber estado saturado con agua por un período lo suficientemente largo para producir condiciones reductoras. Son concentraciones de óxidos de hierro y manganeso que se forman cuando el aire reingresa y penetra en la masa del suelo que contiene iones ferroso y manganoso. ***Pérdidas redox:*** Estas son zonas, puntos o cavidades de poros que tienen colores con chroma bajo (grisáceos y blancuzcos) en donde los óxidos de hierro y manganeso han sido removidos por lavado. Las pérdidas redox se caracterizan por poseer chromas más bajos y/o values más altos (grisáceos o blancuzcos) que el material del suelo que lo rodea, debido a que todo el manganeso y hierro han sido removidos. Las pérdidas redox se forman cuando el suelo está saturado con agua y el hierro y el manganeso están reducidos. El hierro y manganeso reducidos son móviles. Cuando son removidos por el agua de percolación, el material del suelo adquiere las características de color "lixiviado" por la pérdida de hierro. ***Matrices reducidas:*** Estos son materiales del suelo que están permanentemete saturados con agua y reducidos, y que tienen colores con chroma bajo cuando se observan en una calicata recién abierta. Estos colores presentan tonos azulados o verdosos debido a la presencia de iones de hierro

reducido. El material de suelo que posee una matriz reducida está permanentemente saturado con agua y reducido. En estas condiciones, el hierro presente está en forma de iones ferrosos (Soil Survey Staff, 2014).

Debido a la importante manifestación de color que proporcionan los diferentes estados de óxido-reducción del hierro, la presencia de ferranes, albanes y matrices grises y verdosas, fueron los rasgos utilizados preferentemente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Características generales de los suelos

Son suelos derivados de cenizas volcánicas, con características intrínsecas impresas por el material de origen, pero con una evolución signada por el agua en el perfil, debido a la presencia de una napa freática permanente. Son moderadamente bien drenados a imperfectamente drenados. La secuencia de horizontes es A-E-B u Oi-A-E-B. En ciertas posiciones, se intercalan varios horizontes E y B, debido a los diferentes niveles de acción de la napa freática, como consecuencia la variación en las precipitaciones tanto a lo largo del año, como entre diferentes años. En las porciones más bajas del paisaje, donde la permanencia del agua ocurre durante casi todo el año, se observan horizontes orgánicos de importantes espesores (10 a 20cm). Este gradiente de clases de drenaje (de moderadamente bien drenado a imperfectamente drenado) responde a una toposecuencia dentro de la cubeta, que transcurre desde el borde hacia el centro de la vega, por donde discurre el arroyo que la drena (Figura 3).



Figura 17. Toposecuencia de suelos en la cubeta.
Profundidad de napa medida. Calicata 1: mayor a 120cm. Calicata 2: 78cm. Calicata 3: 72cm. Calicata 4: 60cm.

Indicadores y criterios

Los perfiles de los suelos hídricos son usualmente complejos debido a que la napa oscila durante las diferentes estaciones del año, como también entre años con diferentes precipitaciones. Esto resulta en que los procesos de lavado y óxido-reducción pueden ocurrir a diferentes profundidades, dando lugar a la repetición de horizontes que muestran procesos de acumulaciones y pérdidas redox.

Las manifestaciones de color que posee el hierro en sus diferentes estados de oxidación permitieron establecer un marco para estimar la menor profundidad que pueda alcanzar la napa freática y su franja capilar. La presencia de *ferranes* está relacionada con la *franja capilar*, ya que hay tiempo suficiente para que se produzca la precipitación del hierro Fe^{+++} (o $Fe^{+++}.H_2O$) dando lugar a la formación de ferranes fácilmente identificables. La mayor abundancia y tamaño de estos rasgos redoximórficos, indicarían una mayor cantidad de tiempo de permanencia de la franja, lo que permitiría una movilización previa más importante del hierro Fe^{++}. En los horizontes donde dominan las *texturas gruesas* y presentan pérdidas redox en forma de *albanes*, se consideró que corresponden a la *zona de oscilación de la napa*, que por sus movimientos ascendentes y descendentes provoca el lavado de arcillas y óxidos de hierro. Las *áreas reducidas* corresponden a horizontes que se encuentran muy próximos a la napa, por lo que no existe suficiente tiempo para que se

produzca la oxidación del hierro, ya que están casi permanentemente mojados. Se caracterizan por el color predominantemente *gris-gris oscuro, con chroma 0 o 1*. La presencia de un *horizonte orgánico* de entre 15 y 20cm implica la *presencia de agua en la superficie* de forma casi permanente (Tabla 1).

Tabla 5. Indicadores y criterios para identificar los diferentes procesos en los suelos hídricos. Referencias: FL: franco limoso; FAf: franco arenoso fino; FA: franco arenoso; FAg: franco arenoso grueso; Fa: franco arcilloso; FaL: franco arcillo limoso; FAf: franco arenoso fino; A: arenoso. 10YR2/1 y otros: Notación Munsell

Horizonte	Color (en húmedo)	Textura	Concentraciones redox	Pérdidas redox	Áreas reducidas	Interpretación
Oig	Restos orgánicos plenamente reconocibles, principalmente raíces y musgos					La napa de agua está en superficie casi todo el año
A	Negro, pardo muy oscuro (10YR2/1, 10YR2/2)	FL; FAf	Pueden estar ausentes o presentar ferranes finos a medios, comunes a escasos, naranjas (7,5YR4/6) o pardo amarillentos (10YR4/6)	No presenta	No presenta	La franja capilar puede alcanzar la superficie en algún momento del año, aunque no hay anegamiento
Ag	10YR2/1 (negro)	FA, FAg	Ferranes abundantes, gruesos, precisos, naranjas (7,5YR4/6) y rojos (5R3/6)	No presenta	No presenta	La franja capilar alcanza la superficie del suelo y puede ocurrir anegamiento alguna parte del año
Bg	Pardo muy oscuro (10YR2/2), pardos grisáceos (10YR4/2, 10YR5/2)	Fa, FaL, FL, FAf	Ferranes (moteados y concreciones) abundantes, gruesos, precisos, amarillentos (10YR4/6) naranjas (7,5YR4/6, 5YR4/6), rojizos (5YR3/4).	No presenta	Colores grisáceos con chromas bajos (2)	El límite superior del horizonte coincide con la altura de la franja capilar
Eg	Grises (10YR4/1, 10YR3/1, 10YR5/1, 2,5Y4/1) pardo grisáceo (10YR5/2)	A, FAg, FA, FL, puede aparecer grava fina	Ferranes escasos, precisos, pardo amarillento oscuros (10YR4/6), pardo oscuros (7,5YR3/4)	Albanes abundantes, gruesos, precisos, grises (10YR6/1)	Matrices griséceas de chromas bajos (1), más oscuras que los albanes	Franja de oscilación de la napa. Este tipo de horizontes puede estar más de una vez en el perfil, debido a las diferentes profundidades de acción de la napa
Bg o Eg	Negro (N2,5/) y grises (N3/, 10YR6/1)	FL, Fa, FAf	No presenta	No presenta	Tonos grises y chromas bajos (1 y 0)	Presencia de napa la mayor parte del año

CONCLUSIONES

La clara manifestación de color que aportan los diferentes estados de oxidación del hierro, permite identificar la relación entre ambientes predominantemente aeróbicos -aparición de moteados y concreciones rojizas- o anaeróbicos -predominancia de tonos grises con chromas bajos-.

La estimación de la profundidad de napa y de su franja capilar puede ser entonces realizada con la detección a campo de estos indicadores.

BIBLIOGRAFÍA

- MSMA. 1998. Ordenanza 3012/98. Ordenamiento Urbano de la Vega Plana y áreas contiguas. Publicación 01/04/1999. Boletín Oficial Nro. 86. Municipalidad de San Martín de los Andes. http://digesto.smandes.gov.ar/index_digesto_digesto.htm

- MSMA. 2009. Ordenanza 8390/09. Complementaria de la Ordenanza 3012, Ordenamiento de la Vega Plana y áreas contiguas. Publicación 08/07/2009. Boletín Oficial Nro. 360. Municipalidad de San Martín de los Andes. http://digesto.smandes.gov.ar/index_digesto_digesto.htm
- MSMA. 2011. Decreto 747/11. Guía de Buenas Prácticas Ambientales. Publicación: 04/08/2011. Boletín Oficial Nro. 391. Municipalidad de San Martín de los Andes. http://digesto.smandes.gov.ar/index_digesto_digesto.htm
- Schoeneberger, PJ; DA Wysoky; EC Benham &WD Broderson. 1998. Libro de Campaña para la descripción y muestreo de suelos. NRCS. USDA. Lincoln, Nebraska. Traducción al español por científicos del AICET, Instituto de suelos y evaluación de tierras. INTA, 2000.
- Soil Survey Staff. USDA, NRCS. 2014. Keys to Soil Taxonomy. 14th Edition.
- USDA. 2017. Field Indicators of Hydric Soils in the United States. A Guide for Identifying and Delineating Hydric Soils. NRCS. National Technical Commitee for Hydric Soils.

C4P55. REGENERACIÓN DE LA ESTRUCTURA EDÁFICA POR EFECTO DEL AGREGADO DE ENMIENDAS ORGÁNICAS E INORGÁNICAS

Gabioud, Emmanuel Adrián.[1]; Sasal, María Carolina.[1]; Wilson, Marcelo Germán.[1]; Seehaus, Mariela.[1] y Raggi, Sebastián.[2]

[1.] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, EEA Paraná. Grupo de Recursos naturales y factores abióticos.
gabioud.emmanuel@inta.gob.ar
[2.] Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Entre Ríos.

RESUMEN

Ante el deterioro físico de la estructura de suelos limosos bajo Siembra Directa (SD), la disponibilidad de enmiendas orgánicas e inorgánicas de generación regional se presenta como alternativa viable para mejorar las condiciones físicas de los suelos. El objetivo de este trabajo fue evaluar y cuantificar la regeneración estructural debido al aporte de "cama de pollo" (CP) como enmienda orgánica y de yeso agrícola (Y) como enmienda inorgánica en un Argiudol bajo SD. Se implantó en 2014 un ensayo en la EEA de Paraná del INTA de aplicaciones superficiales sin incorporar de CP como enmienda orgánica, Y como enmienda inorgánica, combinación de ambas (CP+Y) y testigo fertilizado (T). Se realizó la descripción visual del estado estructural usando el método del Perfil Cultural (PC) y se cuantificó el espesor y continuidad de la estructura laminar (P); además se realizó muestreo para determinar Carbono de suelo (COS) y determinación de la estabilidad de agregados (EA). Se observó, al cabo de 20 meses post aplicación, un incremento significativo del COS en los primeros 5 cm de profundidad y además se produjo un aumento de la proporción de estructura Gamma (Γ) (de aspecto migajoso y con alta porosidad visible al ojo), en detrimento de la estructura P y una disminución del espesor de P entre el tratamiento CP en comparación con Y y T. Para la EA se observó una interacción significativa entre los tipos de estructuras del perfil y los tratamientos en la cual el diámetro medio de los agregados (DMPm) de la estructura Γ, presenta mayor valor en los tratamientos con aplicación de Y. La evaluación de enmiendas de disponibilidad regional evidenció potencialidad como estrategia a corto plazo para remediar la estructura de un Argiudol representativo de la zona agrícola de Entre Ríos afectado por el uso agrícola continuado bajo SD.

Palabras claves: Estructura laminar, Cama pollo, Yeso agrícola.

INTRODUCCIÓN

Considerando la proyección de continuidad de los sistemas de producción agrícola bajo SD en la región, es necesario explorar alternativas de manejo que permitan mitigar cambios desfavorables en la estructura, como la formación de la estructura laminar. Dicha estructura se da en suelos limosos con planteos bajo SD con tendencia al monocultivo de soja y es conocido el impedimento que ejerce al ingreso del agua de lluvia al perfil del suelo (Sasal 2012; Álvarez et al. 2014). La disponibilidad de enmiendas orgánicas e inorgánicas de generación regional se presenta como alternativas viables en el corto plazo para mejorar las condiciones físicas de los suelos, sin recurrir a las labranzas como mecanismo de modificación de la estructura.

El estudio de los efectos del agregado de enmiendas orgánicas al suelo cobra importancia debido a la necesidad de disposición y valoración de los residuos provenientes de las producciones animales intensivas (avicultura, por ejemplo). En los sistemas de producción avícola de carne, el principal residuo lo constituye la denominada "cama de pollo" (CP), que es el sustrato sobre el que se desarrolla la crianza del pollo parrillero. Está compuesto por materiales como cáscara de arroz, aserrín o virutas de pino o eucaliptus, que a lo largo de la crianza van recibiendo restos de alimento, plumas y deyecciones de las aves.

En lo referente a las enmiendas inorgánicas, el yeso (Y), conformado principalmente por el sulfato de calcio, es una alternativa también de disponibilidad regional, debido a que en Entre Ríos existen industrias que, además de comercializar yeso natural o "crudo" destinado a la construcción, elaboran yeso agrícola, para uso como enmienda o corrector de suelos. Si bien se conocen los efectos benéficos del agregado de enmiendas inorgánicas, atribuidos a su capacidad para liberar los electrolitos que mejoran la agregación de arcilla de suelos sódicos y no sódicos, hay interrogantes respecto al valor de aplicar yeso para mejorar la estabilidad de agregados en suelos no sódicos bajo SD.

Bajo la hipótesis de trabajo, "la enmienda orgánica denominada "cama de pollo" y la inorgánica yeso aplicadas en forma individual o conjunta al suelo en SD, contribuyen a la regeneración de la estructura, a la mejora en la estabilidad de agregados y la reducción en el espesor de la estructura laminar". El objetivo de este trabajo es evaluar y cuantificar la

regeneración estructural debido al aporte de "cama de pollo" como enmienda orgánica y/o por la aplicación de yeso como enmienda inorgánica en un Argiudol bajo SD.

MATERIALES Y MÉTODOS

En junio de 2014 se implantó un ensayo en la EEA de Paraná del INTA en un lote de producción que presenta una rotación Soja–Maíz, en SD por al menos 15 años. El tipo de suelo es un Argiudol ácuico de la Serie Tezanos Pinto. El diseño fue en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones. Los tratamientos (4) consistieron en aplicaciones superficiales realizadas en agosto de 2014 de cama de pollo (CP) como enmienda orgánica, yeso agrícola (Y) como enmienda inorgánica, combinación de ambas (CP+Y) y testigo fertilizado (T).

Las enmiendas fueron aplicadas superficialmente y sin incorporación. Las dosis de enmiendas fueron de:

- 7,5 Mg ha^{-1} de CP seca, correspondiente a un valor de aproximadamente 3.500 kg ha^{-1} de Carbono. La cama estuvo estabilizada en pila durante 5 meses y corresponde a 5 ciclos sucesivos de crianza de pollo parrillero.
- 3 Mg ha^{-1} de Y. El producto empleado fue yeso agrícola YESOER85 granulado de 1 – 5 mm, de la empresa Piedras Blancas S.A (http://www.yesoer.com.ar/caracteristicas-del-producto/). La dosis empleada se basó en trabajos previos de evaluación de condiciones físicas de suelos arroceros con dosis entre 1.5 a 3 Mg ha^{-1} de Y, sin causar efectos de fitotoxicidad en los cultivos.
- El tratamiento T se fertilizó mediante el empleo de fertilizantes de uso tradicional (superfosfato triple de calcio, urea granulada), ajustando la dosis para equiparar el contenido de N y P presentes en la CP.

Determinaciones a campo y de laboratorio

Se efectuó un muestreo preliminar para analizar el estado estructural del lote antes de la aplicación de los tratamientos. Se realizó la descripción visual del estado estructural usando el método del Perfil Cultural (PC) (Gautronneau &Manichon 1987), modificado por Boizard *et al.* (2017) para suelos en SD. Por medio de esta técnica, se determinaron las distintas estructuras presentes: Gamma (Γ); Laminar (P); Phi(Φ) y Delta(Δ) en el perfil de suelo en una trinchera de 2 m de ancho por 0,5 m de profundidad, excavada en forma perpendicular a la dirección de siembra. Posteriormente, se cuantificó la proporción de los tipos de estructuras (relacionando el área medida de cada estructura y el área total del horizonte A), mediante el empleo de software de análisis de imágenes (ImageJ 1.36b), las cuales fueron tomadas al perfil una vez delimitadas las distintas estructuras. Además se realizó un muestreo con barreno de media caña a dos profundidades (0-5 y 5-15 cm) para determinar COS por oxidación (Walkley & Black).

Una vez aplicados los tratamientos de enmiendas, se realizó un muestreo a los 20 meses post aplicación, para conocer la condición estructural mediante PC, en el cual además de cuantificar las proporciones de las distintas estructuras, se cuantificó el espesor y la continuidad de la estructura P. Se realizó también un muestreo con barreno para determinación de COS como en el primer muestreo y se extrajeron muestras de suelo de cada tipo de estructura para la determinación de la estabilidad de agregados (EA), mediante la metodología de Le Bissonnais (1996) con sus tres pretratamientos: humectación rápida por inmersión en agua; disgregación mecánica luego de la rehumectación con etanol y humectación lenta por capilaridad; obteniéndose los correspondientes DMP (DMPe, DMPd y DMPc, respectivamente) y su promedio DMPm.

Los análisis estadísticos constaron de análisis de varianza mediante el uso de modelos lineales generales mixtos, test de LDS Fisher para comparación de medias, utilizando el software Infostat 2017 (Di Rienzo *et al*. 2017). Para el caso de los modelos lineales generales mixtos para las distintas variables estudiadas, se procedió a comparar el modelo con corrección por heterocedasticidad de tratamiento y el modelo original sin corrección para finalmente optar por aquel modelo que mejor ajuste posea (en base a los valores de AIC y BIC).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Carbono Orgánico del Suelo

En el presente trabajo se observó, al cabo de 20 meses post aplicación de las enmiendas, un incremento significativo (0,42%) del COS (Tabla 1) para los tratamientos con agregado de CP, los que difirieron significativamente del T, cuyo valor es similar al que presentaba la condición inicial. Dicho incremento tuvo lugar en los primeros 5 cm de suelo, ya que en la capa subsuperficial entre 5-15 cm, no se observaron variaciones significativas entre los tratamientos.

En este sentido, numerosos trabajos locales han reportado incrementos en el COS debido al agregado de enmiendas orgánicas al suelo. Es así que, Sasal (2012), reportó incrementos del orden de 0,24% en el COS por el

agregado de residuos de origen bovino al cabo de 1 año en un ensayo de producción hortícola. De Battista y Arías (2016) encontraron aumentos del orden del 0,9 % en la MO de Vertisoles al cabo de un año del agregado de CP.

Tabla 1: COS (%) para dos profundidades (0-5 y 5-15cm) a los 20 meses post aplicación de los tratamientos

		Profundidad (cm)			
		0-5		5-15	
	Condición Inicial	2,05		1,47	
	T	2,08	c	1,38	a
Tratamientos	Y	2,33	ab	1,47	a
	CP+Y	2,48	a	1,37	a
	CP	2,47	a	1,47	a

Donde: Tratamientos (T: testigo, Y: yeso, CP+Y: cama pollo y yeso y CP: cama pollo). Letras distintas indican diferencias significativas para una misma profundidad (LSD Fisher p<0.05).

Perfil Cultural

El estudio de la condición estructural, mediante el PC del estado inicial se presenta en la figura 1. Puede observarse que el lote seleccionado no presentaba estructura Γ y que P se presentaba continua, con un espesor aproximado de 10 cm desde la superficie. Por debajo de la estructura P, se presentaba una estructura Φ, con alta presencia de grietas, fisuras y canales de raíces. La estructura Δ (correspondiente a zonas compactadas) se encontraba localizada y solo ocupando un 10 a 15 % del perfil (Tabla 2), De Battista *et al.* (1994) y Sasal (2012) observaron presencia de estructuras Δ en similares % en planteos de SD.



Figura 1: distribución de estructuras presentes en el Perfil Cultural representativo de la situación inicial, antes de la aplicación de las enmiendas. Los distintos colores indican distintas estructuras: Naranja P (laminar), marrón Φ (Phi) y rojo Δ (Delta).

Tabla 2: proporción de estructuras en el Perfil Cultural de la Condición Inicial (previo a la aplicación de los tratamientos. Donde P (Laminar), Φ (Phi) y Δ (Delta).

Estructura	% estructura
P	34,7
Φ	53,0
Δ	12,3

A los 20 meses post aplicación de las enmiendas se lograron identificar 4 tipos de estructura con una distribución preferentemente vertical. En superficie se observaron estructuras de tipo Γ (de aspecto migajoso y con alta porosidad visible al ojo) o P y en profundidad estructuras tipo Φ y en zonas localizadas, estructuras de tipo Δ (Figura 2).

Se pudo observar diferencias significativas de proporción de P (Tabla 3) entre el tratamiento CP en comparación con Y y T. En cuanto a la aplicación de yeso solo, este tratamiento no produjo diferencias significativas de P respecto a T mientras que la combinación CP + Y no se diferenció con el resto de los tratamientos aunque el valor de % de estructura P fue menor que para los tratamientos sin cama de pollo.

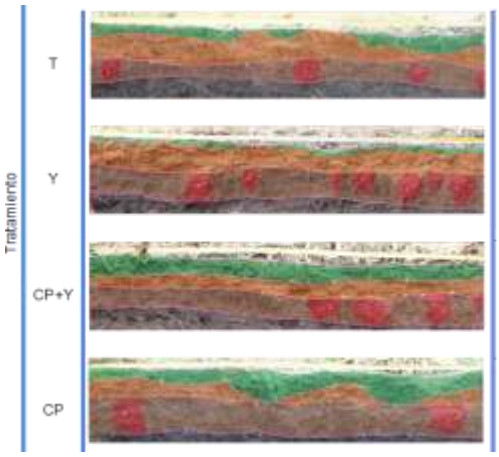


Figura 2: Distribución de estructuras presentes en el Perfil Cultural a los 20 meses post aplicación de las enmiendas para los distintos tratamientos: T (testigo); Y (yeso), CP (cama pollo) y CP+Y (cama pollo y yeso). Los distintos colores indican distintas estructuras: Verde Γ (Gamma); Naranja P (Laminar), marrón Φ (Phi) y rojo Δ (Delta).

Tabla 3: Proporción de estructura P (%) a los 20 meses post aplicación para los tratamientos de enmiendas (T: testigo; Y: yeso; CP+Y: cama pollo y yeso; CP: cama pollo).

Tratamiento	% estructura P	
T	44,22	a
Y	36,16	a
CP + Y	29,34	ab
CP	20,69	b

Letras distintas indican diferencias significativas (LSD Fisher p<0.05)

Continuando con el análisis de la estructura P al cabo de 20 meses post aplicación, cobra importancia el estudio del espesor y continuidad de dicha estructura debido al efecto negativo que podría tener sobre el ingreso de agua al suelo. Para el caso del espesor, los mayores valores hallados fueron de alrededor de 9 cm, que en algunos casos correspondían con desarrollo de estructura P desde la superficie. Estos valores concuerdan con espesores señalados por Alvarez et al. (2014) y Sasal et al. (2017) en Molisoles de la provincia de Buenos Aires. En lo referente al efecto de la aplicación de las enmiendas, la cuantificación del espesor de P arrojó diferencias significativas, destacándose la diferencia del orden de 5 cm entre el tratamiento CP y los tratamientos T y Y donde se observaba la presencia de la estructura P desde la superficie en algunos sectores del perfil (Figura 3a). En lo referente a la continuidad de la estructura P (Figura 3b), no se registraron efectos significativos que demuestren algún proceso de discontinuidad generado por los tratamientos aplicados. Se observó además una correlación significativa negativa entre los porcentajes de estructura Γ y P (datos no mostrados) e indica que una importante parte de la generación de la estructura Γ proviene por regeneración de la estructura P.

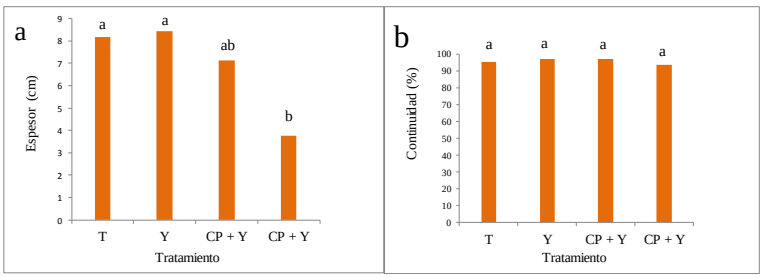


Figura 3: a) espesor de estructura P (cm) a los 20 meses post aplicación y b) continuidad de estructura P (%) a los 20 meses post aplicación, para los tratamientos de enmiendas (T: testigo; Y: yeso; CP+Y: cama pollo y yeso; CP: cama pollo). Letras distintas indican diferencias significativas (LSD Fisher p<0.05)

Para el caso de las estructuras Φ y Δ, al cabo de los 20 meses post aplicación no se observaron diferencias significativas en cuanto a su variación porcentual en el perfil por efecto de los tratamientos. Siendo para el caso de la

estructura Φ entre 34,9% y 45,9% para los tratamientos T y CP respectivamente y para el caso de la estructura Δ un valor mínimo de 7,3% para el tratamiento CP y un valor máximo de 11,8% para el tratamiento de Y. Cabe aclarar que este valor máximo encontrado para la estructura Δ es considerablemente menor a los valores máximos reportados por De Battista et al. (1994), quienes hallaron casi 30% de ocupación de dicha estructura en perfiles de Argiudoles con degradación física por uso agrícola convencional de larga data y que en los últimos años pasaron a un sistema bajo SD.

Con lo anteriormente expuesto se evidencia que en las estructuras tipo Φ y Δ, ubicadas a nivel subsuperficial, no se observaron variaciones de su porcentaje en el PC por efecto de los tratamientos aplicados sin incorporación a nivel superficial. No ocurre lo mismo con las estructuras ubicadas más superficialmente (P y Γ), ya que en dichas estructuras se apreciaron cambios influenciados por la SD, y una regeneración incrementada por el agregado de enmienda orgánica.

Estabilidad de agregados

Para la EA se observó un efecto significativo del agregado de enmiendas orgánica e inorgánica evidenciado en una interacción significativa entre los tipos de estructuras del perfil y los tratamientos aplicados (α=0.05). En este sentido, el análisis de la EA, dado por el DMPm, se muestra en la Fig. 4. En él se observa que la estructura Γ presenta mayor estabilidad en los tratamientos Y y CP+Y, lo cual estaría indicando un efecto de estabilidad aportado por esta enmienda inorgánica, ya que si se la compara con la misma estructura en los tratamientos sin Y, la diferencia resulta significativa (p<0.05) (DMPm 1,49 vs 1,14 para los tratamientos con y sin Y, respectivamente). Gabioud *et al.* (2011) hallaron valores de DMPm superiores a 2mm para los primeros 10 cm en situaciones inalteradas de pastizales naturales permanente en un Argiudol de Paraná y valores entre 1 – 1,5 mm para situaciones de cultivos bajo SD. Para el caso de la estructura P, solo se observó que el T fue significativamente menor a Y y CP, no difiriendo de CP+Y.

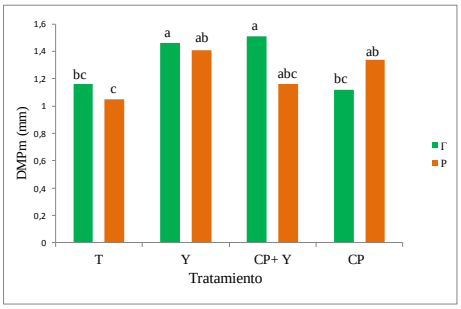


Figura 4: Estabilidad de agregados medido mediante el DMPm (mm) para las estructuras Gamma (Γ) y Platy (P) de los distintos tratamientos de enmiendas (T: testigo, Y: yeso, CP+Y: cama de pollo y yeso y CP: cama pollo, a los 20 meses post aplicación. Letras distintas indican diferencias significativas (LSD Fisher p<0.05) para la interacción estructura – tratamientos.

Para los casos de las estructuras Φ y Δ, no se registraron diferencias significativas atribuidas a efecto de tratamientos, lo cual era esperable ya que estas estructuras fueron observadas por debajo de los 10 cm de profundidad.

En el caso del DMPe (datos no mostrados), cuyo valor es indicativo del estado de cohesión interna y de la velocidad de humectación del agregado (hidrofobicidad), hubo interacción significativa (α=0.05) entre las estructuras y los tratamientos. En este sentido, cabe destacar el caso particular de la estructura Γ, la cual presentó valores superiores de estabilidad en los casos donde se aplicó enmiendas (CP, Y y CP+Y) difiriendo significativamente de T. El promedio de los tratamientos con enmiendas fue de 0,45 mm, mientras que el T fue de 0,3 mm. Valores similares fueron descriptos por Gabioud et al. (2011) para este pretratamiento en los primeros cm de un Argiudol en Paraná.

El DMPd pone de manifiesto la cohesión de los agregados en estado húmedo cuando son sometidos a la acción de fuerzas externas, en este caso, el impacto de las gotas de lluvia que puede originar la fragmentación de los agregados. Por tal motivo cobra importancia este mecanismo de desagregación en aquellas estructuras que se encuentran en contacto con la superficie del suelo (Γ y P). En este caso, se observó interacción entre el tipo de estructura y los tratamientos aplicados pero para Γ no se observaron diferencias adjudicadas a efectos de tratamientos. En el caso de la estructura P, que presentaba desarrollo desde la superficie, la estabilidad fue menor en T en comparación con Y y CP. El DMPc permite por un lado estudiar el comportamiento de los agregados sometidos a los fenómenos de contracción – expansión que se producen durante la humectación (hinchamiento diferencial de las arcillas) y por otro los efectos físicos químicos de dispersión, gobernado por ciertos cationes presentes en la interfase del suelo. Dicha variable arrojó interacción significativa entre tipos de estructuras y tratamientos. No se apreciaron diferencias claras que denotaran algún efecto de los tratamientos sobre alguna estructura en particular, salvo el hecho que los mayores valores de estabilidad correspondieron a la estructura Γ de CP+Y e Y (1,81 mm y 1,79 mm respectivamente), (Tabla 4).

Tabla 4: valores de DMPc (mm), de Gamma (Γ), Platy (P), Phi (Φ) y Delta (Δ) a los 20 meses post aplicación para cada tratamiento de enmiendas (T: testigo, Y: yeso, CP+Y: cama pollo y yeso y CP: cama pollo). Letras distintas indican diferencias significativas (LSD Fisher p<0.05) en la interacción estructura - tratamiento

	Tratamiento			
Estructura	T	Y	CP + Y	CP
Γ	1,32 abc	1,79 a	1,81 a	1,18 abc
P	1,17 abc	1,67 ab	1,36 abc	1,43 abc
Φ	1,24 abc	1,13 c	1,61 ab	1,16 bc
Δ	1,34 abc	1,38 abc	1,17 abc	1,72 ab

CONCLUSIONES

La evaluación de enmiendas de disponibilidad regional, como alternativas de manejo para la mejora de las condiciones estructurales del suelo, evidenciaron una interesante potencialidad en cuanto a su utilización como estrategia a corto plazo para remediar las condiciones estructurales desfavorables de un Argiudol representativo de la zona agrícola de Entre Ríos afectado por el uso agrícola continuado bajo SD.

Por un lado, la CP evidenció un efecto positivo a nivel superficial dado por el incremento en el COS en los primeros 5 cm de profundidad, además produjo un aumento de la proporción de estructura Γ, en detrimento de la estructura P, debido principalmente al fomento de la actividad biológica del suelo. Por otro lado, la aplicación de Y aumentó de la EA, principalmente de la estructura Γ.

Ante las mejoras de las condiciones físicas evidenciadas en el presente trabajo, se podrían esperar que repercutan en mejoras en la infiltración de agua en el perfil del suelo.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los equipos técnicos y de apoyo del grupo de Recursos Naturales de INTA Paraná. Este trabajo fue financiado por los Proyectos INTA PNAT 1128041, 1128043 y PNSUELO 1134021 y 1134023. Constituye parte de la tesis de posgrado del primer autor.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, C R; M A Taboada; S Perelman & H J M Morras. 2014. Topsoil structure in no-tilled soils in the Rolling Pampa, Argentina. Soil Res, 52(6): 533 - 542.
- Boizard, H; J Peigné; M C Sasal; F Guimaraes; D Piron; V Tomis; J F Vian; S Cadoux; R Ralisch; J Tavares Filho; D Heddadj; J J De Battista; A Duparque & J Roger-Estrade. 2017. Improvements of the "Profil Cultural" method to better assess soil structure under no till. Soil Till Res, 173: 92 – 103.
- De Battista, J J & N M Arias. 2016. Utilización de la cama de pollo como fertilizante en cultivos anuales, en suelos Vertisoles de Entre Ríos. 2016. En Almada, N. S y otros (2016). Cama de pollo en Entre Ríos: aportes para un mejor uso y manejo. 1ª Edición. Ediciones INTA. 85 pp.
- De Battista, J J; A Andriulo; M Ferrari & C Pecorari. 1994. Evaluation of the soils structural condition under various tillage systems in the Pampa Húmeda (Argentina). In: Proceedings of the 13th ISTRO Conference, Alborg, Denmark, pp. 99 – 103.
- Di Rienzo, J A; F Casanoves; M G Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & C W Robledo. 2017. InfoStat versión 2017. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- Gabioud, E A; M G Wilson & M C Sasal. 2011. Análisis de la estabilidad de agregados por el método de Le Bissonnais en tres órdenes de suelos. Ciencia del Suelo 29(2) 129 - 139.
- Gautronneau, Y & H Manichon. 1987. Guide méthodique du profil cultural. CEREF/ISARA, Lyon, France.
- Le Bissonnais, Y. 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodability. Theory and methodology.Europ.J.SoilSci.47:425-437
- Sasal, M C; H Boizard; A Andriulo; M G Wilson & J Léonard. 2017. Platy structure development under no-tillage in the northern humid Pampas of Argentina and its impact on runoff. Soil & Tillage Research: 173: 33 - 41.
- Sasal M C. 2012. Factores condicionantes de la evolución estructural de suelos limosos bajo siembra directa. Efecto sobre el balance de agua. Tesis Doctoral. Escuela para Graduados Alberto soriano, Facultad Agronomía UBA. 126p.

C4P56. EFECTO DE APLICACIONES DE CAMA DE POLLO Y YESO SOBRE LA INFILTRACIÓN EN ARGIUDOLES BAJO SIEMBRA DIRECTA

Gabioud, Emmanuel A.[1]; Wilson, Marcelo G.[1]; Sasal, María Carolina[1]; Chagas, Celio I.[2]; Van Opstal, Natalia V.[1] y Barón, Hernán J.[3]

[1].Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, EEA Paraná. Grupo de Recursos naturales y factores abióticos. gabioud.emmanuel@inta.gob.ar
[2]. FAUBA. Universidad de Buenos Aires. Cátedra Manejo y Conservación de Suelos.
[3]. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Entre Ríos.

RESUMEN

La dinámica del ingreso y distribución del agua en el perfil del suelo, puede ser un indicador indirecto de su estado estructural y cobra importancia en los suelos de textura limosa, en los cuales se requiere una estructura superficial agregada para una adecuada infiltración de agua, intercambio de aire y drenaje del suelo. La utilización de enmiendas orgánicas e inorgánicas puede ser una estrategia de manejo a corto plazo que permita mejorar las condiciones físicas del suelo, y a su vez, los parámetros de la curva de infiltración del agua. El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto del agregado de enmiendas orgánica e inorgánica sin incorporar, sobre la dinámica de ingreso de agua en un Argiudol bajo uso agrícola en siembra directa. Se llevó a cabo en un ensayo de enmiendas en la EEA Paraná del INTA. Los tratamientos consistieron en aplicaciones superficiales de cama de pollo (CP), yeso agrícola (Y), combinación de ambas y un testigo fertilizado. Se efectuaron simulaciones de lluvia (intensidad de 60 mm h^{-1}) hasta alcanzar escurrimiento base (EB) y se registraron a intervalos de 5 min los valores de escurrimiento para construir la curva de escurrimiento de agua. Se ajustó un modelo bilineal plateau y se calcularon los valores de lluvia acumulada hasta inicio de escurrimiento y hasta inicio del EB, pendiente de incremento del escurrimiento y EB. Las mediciones de escurrimiento tuvieron altos coeficientes de variación. Por esto, no se detectaron diferencias entre los parámetros de la curva de infiltración atribuibles a la aplicación de CP. Para Y, el parámetro que arrojó un modelo estadístico significativo fue la pendiente en la tasa de escurrimiento, atribuible al aumento en la estabilidad estructural. Además, también en los tratamientos con Y se registró una tendencia de reducción para el EB y retraso del tiempo hasta llegar al EB. Se demostró la capacidad de modificar parámetros asociados al ingreso del agua al suelo de textura limosa bajo SD debido a una estrategia de corto plazo como la aplicación de enmiendas.

Palabras clave: simulación de lluvia; curva de escurrimiento; enmienda orgánica.

INTRODUCCIÓN

Diversos trabajos coinciden en que el ingreso y la distribución en el perfil del suelo del agua es un indicador indirecto de su estado estructural. Estas funciones cobran importancia en los suelos de textura limosa, en los cuales se requiere una estructura superficial agregada para una adecuada penetración de las raíces, infiltración de agua, intercambio de aire y drenaje del suelo (Marano *et al.* 2006).

El estudio del ingreso de agua al suelo puede realizarse mediante el uso de simuladores de lluvia, que permiten evaluar la dinámica entre infiltración – escurrimiento, además del efecto del golpeteo o "splash" de la gota de lluvia y de la cobertura superficial de los suelos. Asimismo, los simuladores de lluvia son usados desde hace tiempo en investigaciones sobre erosión y escurrimiento a campo y en laboratorio (Bryan & Ploey 1983). Los datos obtenidos a partir de ensayos con estos aparatos permiten describir, mediante distintos modelos o ecuaciones, el proceso de infiltración -escurrimiento de agua en el suelo así como los impactos ambientales asociados (Aoki y Sereno 2006; Sasal *et al*., 2015).

La aplicación de enmiendas orgánicas, como la cama de pollo (CP) es una práctica tradicional en la agricultura, fuente de macro y microelementos para las plantas. Sin embargo, además de suministrar nutrientes en el corto plazo, la aplicación de enmiendas orgánicas tiene efectos benéficos en las propiedades físicas del suelo pudiendo influir positivamente en la estructura edáfica, favoreciendo la formación y la estabilidad de agregados (Sasal *et al*., 2000), disminuyendo la densidad aparente (Tester, 1990), mejorando las tasas de infiltración de agua, la conductividad hidráulica (Unc & Goss 2006) y la capacidad de retención hídrica del suelo (Roldán *et al.*, 2003).

Además de las enmiendas orgánicas, las enmiendas de carácter inorgánico, como el yeso agrícola (Y) son utilizadas para mejorar las propiedades físicas del suelo a través de la formación y estabilización de agregados del suelo (Norton *et al.*, 1998). En este caso, la aplicación de yeso permite reducir la dispersión y promueve la floculación de los suelos, condición necesaria para generar cambios en la estructura del suelo tendientes a mejorar la infiltración y la percolación de agua (Norton, 2008).

En este trabajo se plantea como hipótesis que en los suelos de textura limosa, la aplicación de CP, Y o la combinación de ambas sobre la superficie del suelo bajo SD pueden mejorar a corto plazo los parámetros que condicionan la infiltración de agua en un suelo degradado por presencia de estructura laminar superficial. El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto del agregado de enmiendas orgánica e inorgánica sin incorporar al suelo sobre la dinámica de ingreso de agua en un Argiudol bajo uso agrícola en siembra directa (SD) después de 2 años desde su aplicación.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio de la infiltración se llevó a cabo en un ensayo de enmiendas en la EEA de Paraná del INTA. El lote presentaba una rotación Soja–Maíz en SD por al menos 15 años. El tipo de suelo es un Argiudol ácuico de la Serie Tezanos Pinto. El diseño fue en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones. Los tratamientos consistieron en aplicaciones superficiales realizadas en agosto de 2014 de cama de pollo (CP) como enmienda orgánica, yeso agrícola (Y) como enmienda inorgánica, combinación de ambas (CP+Y) y testigo fertilizado (T).

Las enmiendas fueron aplicadas superficialmente y sin incorporación. Las dosis fueron de:

- 7,5 Mg ha^{-1} de CP seca, correspondiente a un valor de aproximadamente 3.500 kg ha^{-1} de Carbono. La cama estuvo estabilizada en pila durante 5 meses y corresponde a 5 ciclos sucesivos de crianza de pollo parrillero.
- 3 Mg ha^{-1} de Y. El producto empleado fue yeso agrícola YESOER85 granulado de 1 – 5 mm, de la empresa Piedras Blancas S.A (http://www.yesoer.com.ar/caracteristicas-del-producto/). La dosis empleada se basó en trabajos previos de evaluación de condiciones físicas de suelos arroceros con dosis entre 1.5 a 3 Mg ha^{-1} de Y, sin causar efectos de fitotoxicidad en los cultivos.
- El tratamiento T se fertilizó mediante el empleo de fertilizantes de uso tradicional (superfosfato triple de calcio, urea granulada), ajustando la dosis para equiparar el aporte de N y P de la CP.

En cada tratamiento, al cabo de 20 meses post aplicación de las enmiendas, se realizó una simulación por parcela (3) a campo retirando previamente el rastrojo superficial para evitar su incidencia en el comportamiento del ingreso de agua al perfil (Chagas *et al.*, 2004), y la intensidad de trabajo fue de 60 mm h^{-1} hasta alcanzar escurrimiento base. En la Figura 1 se muestra el simulador empleado de 25 x 25 centímetros de base con una altura de 1,5 m (Irurtia & Mon 1994).

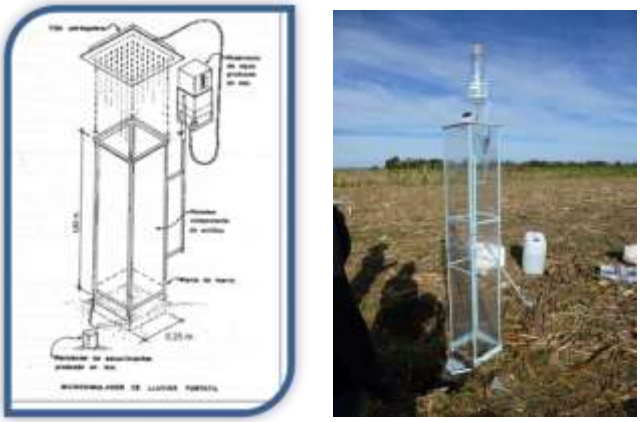


Figura 1: Esquema (Irurtia & Mon 1994) y foto del simulador de lluvia empleado para las mediciones a campo de escurrimiento.

Cada 5 minutos se registraron la lluvia caída y el escurrimiento, y esos datos se graficaron ajustando un modelo bilineal plateau, relacionando la lluvia acumulada desde el inicio de la simulación con la tasa de escurrimiento (mm h^{-1}), (De la Vega *et al.*, 2004). A partir de dicho modelo se calcularon los valores de lluvia acumulada hasta inicio de escurrimiento y hasta inicio del escurrimiento base, pendiente de incremento del escurrimiento y escurrimiento base (EB) (Figura 2).

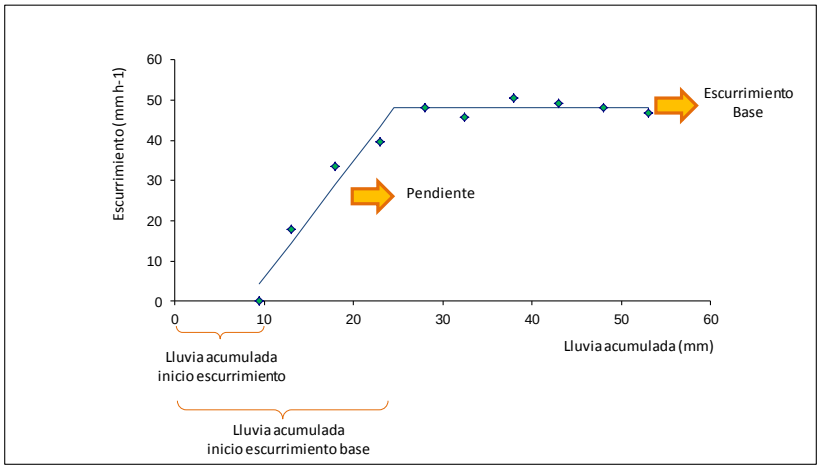


Figura 2: Ejemplo de modelo bilineal plateau donde se señalan los parámetros de la curva de escurrimiento estudiados.

Se extrajeron además muestras de suelo de las estructuras superficiales identificadas previamente con el perfil cultural (Gabioud et al 2018) para la determinación de la estabilidad de agregados mediante la metodología de Le Bissonnais (1996).

Los análisis estadísticos de todos los parámetros de la curva, constaron de análisis de varianza mediante el uso de modelos lineales generales mixtos, test de LDS Fisher para comparación de medias y regresiones lineales, utilizando el software Infostat 2017 (Di Rienzo *et al.*, 2017). Para el caso de los modelos lineales generales mixtos para las distintas variables estudiadas, se procedió a comparar el modelo con corrección por heterocedasticidad de tratamiento y el modelo original sin corrección para finalmente optar por aquel modelo que mejor ajuste posea (en base a los valores de AIC y BIC) (Di Rienzo *et al.*, 2011).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El estudio de la dinámica de ingreso del agua mediante el modelo bilineal plateau resultó adecuado, debido a que permitió subdividir dicho proceso en diferentes etapas hasta alcanzar el EB. En el presente estudio, donde lo que se pretende evaluar indirectamente son los cambios en el perfil superficial del suelo (debido al efecto del agregado de enmiendas a nivel superficial sin incorporación), cobra relevancia este detallado estudio y existen evidencias de trabajos en los que se describe y comparan las distintas etapas de la infiltración de agua en situaciones de manejo bajo SD (De la Vega *et al.*, 2004).

Los resultados de los distintos parámetros de la curva de escurrimiento, obtenidos mediante simulaciones de lluvia, pueden observarse en la tabla 1. Los coeficientes de variación (CV) obtenidos para la mayoría de los parámetros fueron muy elevados, sólo para el EB del tratamiento CP se obtuvo un CV inferior al 10%. Debido a la alta variabilidad, propia de esta metodología de medición, el modelo estadístico (el cual se corrigió por heterocedasticidad de tratamiento) no arrojó diferencias significativas entre tratamientos para la mayoría de los parámetros.

Tabla 1: parámetros de la curva de escurrimiento (valor medio y coeficiente de variación) a los 20 meses post aplicación de los tratamientos de enmiendas (T: testigo, Y: yeso, CP + Y: cama pollo y yeso y CP: cama pollo). La columna sombreada corresponde al único parámetro que mostró diferencias significativas (letras diferentes) LSD Fisher ($p<0.05$). EB: escurrimiento base

Tratamiento	Lluvia acum inic esc (mm)		Pendiente		Lluvia acum inic EB (mm)		EB (mm h^{-1})	
	Media	CV	Media	CV	Media	CV	Media	CV
T	14,3	62,9	3,05 b	117,8	39,78	57,3	38,26	18,6
Y	17,64	49,4	1,22 a	39,5	50,39	26,1	38,45	29,4
CP + Y	33,84	86,9	2,25 b	22,5	49,52	51,3	36,49	43,7
CP	22,75	25,9	2,66 b	22,7	39,09	11,8	42,02	9,6

Si bien los resultados no arrojaron diferencias consistentes, las mediciones directas realizadas en el mismo ensayo, en las cuales se estudió la estructura del perfil superficial del suelo mediante el Perfil Cultural, reportaron cambios significativos en la estructura del horizonte A por el agregado de estas enmiendas, destacándose una reducción significativa de las estructura laminar en fomento de una estructura granular superficial con características favorables al ingreso de agua al perfil en lo referente a porosidad total, macroporosidad, densidad aparente, y estabilidad de agregados (Gabioud *et al.,* 2018).

Analizando la curva de escurrimiento, el único parámetro que arrojó un modelo estadístico significativo ($\alpha=0.05$) fue la pendiente de aumento en la tasa de escurrimiento. En este caso particular el tratamiento Y fue significativamente menor al resto (Figura 3). Este resultado es indicativo que el Y ejerce un efecto de gradualismo en la entrada de agua a través del perfil debido al aumento en la estabilidad estructural (Gabioud *et al.*, 2018). En este sentido, Moore & Singer (1990), quienes estudiaron el ingreso de agua al suelo durante el proceso de formación de costras, establecieron un cierto grado de relación entre la etapa de incremento del escurrimiento (pendiente de la curva) y la estabilidad del suelo. A su vez Chagas *et al.* (1997) aplicando lluvia simulada sobre un Argiudol típico bajo labranza convencional, encontraron que a mayor estabilidad estructural, mayor tiempo transcurría hasta alcanzarse el equilibrio, y por ende, se producía menor escurrimiento total. Lo anteriormente expresado se corrobora en el presente análisis, mediante una correlación significativa negativa ($p<0,06$) entre el parámetro pendiente y el valor superficial de estabilidad de agregados dados por el DMPe (estallido) y DMPc (capilaridad) de la metodología de Le Bissonnais (1996) ($r=0,946$ y $r= 0,942$ respectivamente) (datos no mostrados).

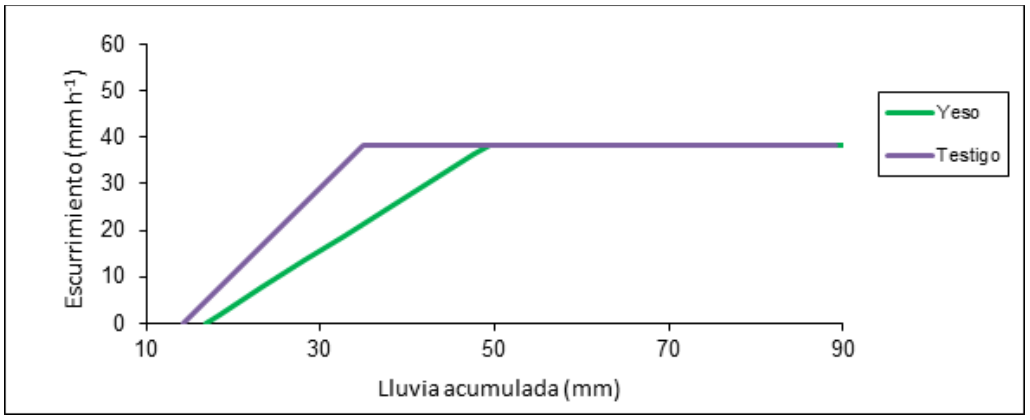


Figura 3: Representación gráfica del modelo bilineal plateau para los tratamientos T (curva lila) y Y (curva verde).

La aplicación de estas enmiendas no generó diferencias significativas en la etapa final de la curva de escurrimiento (EB), y el promedio general para todos los tratamientos fue de 39 mm h^{-1}. Trabajando con intensidades de

60 mm h^{-1} de lluvia, Cislagui (2013) obtuvo valores de EB cercanos a 33 mm h^{-1} en un ensayo en el mismo tipo de suelo donde se estudiaban pérdidas de nutrientes por escurrimiento mediante simulaciones de lluvias y Castiglioni *et al.* (2006), en un Argiudol vértico bajo siembra directa, obtuvieron valores cercanos a 50 mm h^{-1} para situaciones sin cobertura de rastrojos.

Si se considera la variable tiempo transcurrido desde el inicio de la simulación de lluvia hasta el comienzo de escurrimiento, puede apreciarse una tendencia, no significativa, de retraso en dicha variable en los tratamientos con CP. Esto podría deberse a una protección de la superficie por los restos de cama de pollo sumado al efecto de mullido superficial de este material. En tal sentido, Castiglioni *et al.* (2006), encontraron retardos en el inicio del escurrimiento dados por la cobertura del rastrojo en contraposición al suelo desnudo bajo siembra directa.

Asimismo, el parámetro lluvia acumulada hasta el inicio del EB, muestra una tendencia similar a la mencionada para el inicio del escurrimiento en los tratamientos con yeso (Y y CP+Y), lo que estaría indicando posibles efectos del Y en las etapas más avanzadas del ingreso de agua al perfil, específicamente etapas cercanas a alcanzar el equilibrio de infiltración.

CONCLUSIONES

La aplicación de enmiendas, tanto orgánicas como inorgánicas, es una herramienta de importancia estratégica a tener en cuenta para la modificación a corto plazo de muchos parámetros físicos del suelo (macroporsidad, estabilidad de agregados, etc) que condicionan el ingreso de agua al suelo. El instrumento de medición utilizado para caracterizar el ingreso de agua al suelo, de base pequeña, puso en evidencia la alta variabilidad que se genera en el suelo bajo aplicación de altas dosis de enmienda orgánica. Por otro lado, se destaca el efecto significativo en la disminución de la pendiente de la curva de escurrimiento dado por la aplicación superficial de Y. Además, también se registró una tendencia de reducción para el EB y retraso del tiempo hasta llegar al EB en los tratamientos con Y y combinación CP+Y. Con lo anteriormente expresado, se demostró la capacidad de modificar parámetros asociados al ingreso del agua al suelo de textura limosa bajo SD debido a una estrategia de corto plazo como la aplicación de enmiendas.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los equipos técnicos y de apoyo del grupo de Recursos Naturales de INTA Paraná. Este trabajo fue financiado por los Proyectos INTA PNAT 1128041, 1128043 y PNSUELO 1134021 y 1134023. Constituye parte de la tesis de posgrado del primer autor.

BIBLIOGRAFÍA

- Aoki, A M & R Sereno. 2006. Evaluación de la infiltración como indicador de calidad de suelo mediante un microsimulador de lluvias. Agriscientia. Vol. XXIII (1): 23 - 31.
- Bryan, R & J De Ploey. 1983. Comparability of soil erosion measurements with different laboratory rainfall simulators. Catena Supplement, 4: 33 - 56.
- Castiglioni, M G; C I Chagas; M J Massobrio; O J Santanatoglia & A Buján. 2006. Análisis de los escurrimientos de una microcuenca de Pampa Ondulada bajo diferentes sistemas de labranza. Ciencia del Suelo, 24: 169 - 176.
- Chagas, C I; C Irurtia; J Thisted; O J Santanatoglia; M J Masssobrio; M G Castiglioni; & A Buján. 2004. Movimiento horizontal y vertical de agua y partículas en un Argiudol bajo siembra directa. Ciencia del Suelo 22(2): 117 - 122.
- Chagas, C I; H J Marelli; M C Gróttola & E A Rienzi. 1997. Influencia del uso de la tierra sobre la erosión entre surcos en un Argiudol típico de Argentina. Revista de la Facultad de Agronomía UBA 17(3): 333 - 340.
- Cislaghi, A. 2013. Pérdida de Glifosato en aguas de escurrimiento y su relación con la fertilización fosforada. Trabajo Final de Graduación. Facultad de Ciencias Agropecuarias Universidad Nacional de Entre Ríos.
- De la Vega, G; M G Castiglioni; M J Massobrio; C I Chagas; O J Santanatoglia & C Irurtia. 2004. Efectos de la cobertura y la humedad inicial en la infiltración de un Argiudol Vértico bajo siembra directa. Ciencia del Suelo 22: 25 - 27.

- Di Rienzo, J A; F Casanoves; M G Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & C W Robledo. 2017. InfoStat versión 2017. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- Di Rienzo, J A. 2011. Modelos lineales mixtos: aplicaciones en InfoStat / Julio Alejandro Di Rienzo Raúl Edgardo Macchiavelli., Fernando Casanoves - 1a. ed. - Córdoba : Grupo Infostat, 2011. 193 p.
- Gabioud, E A; M C Sasal; M G Wilson; M Seehaus & S Raggi. 2018. Regeneración de la estructura edáfica por efecto del agregado de enmiendas orgánicas e inorgánicas. XXVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Tucumán. Trabajo en evaluación.
- Irurtia, C B & R Mon. 1994. Microsimulador de lluvia para determinar infiltración a campo. Instituto de Suelos, CIRN INTA Castelar. Publicación Técnica 176.18 pp.
- Le Bissonnais, Y. 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodability. I. Theory and methodology. European J. Soil Sci. 47: 425 - 437.
- Marano, R; S Imhoff & H Micheloud. 2006. Relación lluvia-infiltración en Argiudoles del centro-este santafesino. XX Congreso Argentino Ciencia del Suelo. Salta, 19 al 22 setiembre.
- Moore, D C & M J Singer. 1990. Crust formation effects on soil erosion processes. Soil Sci. Soc. Am. J. 54: 1117 - 1123.
- Norton, L D. 2008. Gypsum soil amendment as a management practice in conservation tillage to improve water quality. J Soil Water Conserv, 63 (2), 46 - 48.
- Norton, L D & K M Dontsova. 1998. Use of soil amendments to prevent soil surface sealing and control erosion. Adv. Geoecol. 31: 581 – 587.
- Roldán, A; F Caravaca; M T Hernández; C García; Sánchez-Brito; C Velásquez & M Tiscareño. 2003. No-Tillage, Crop Residue Additions, and Legume Cover Cropping Effects on Soil Quality Characteristics Under Maize in Patzcuaro Watershed (Mexico). Soil and Tillage Research. 1786: 1 - 9.
- Sasal, M C; L Demonte; A Cislaghi; E A Gabioud; J D Oszust; M G Wilson; N Michlig; H R Beldoménico & M R Repetti. 2015. Glyphosate loss by runoff and its relationship with phosphorous – fertilization. J. Agric. Food Chem. 63 (18): 4444-4448.
- Sasal, M C; A E Andriulo; J Ullé; F Abrego & M Bueno. 2000. Efecto de diferentes enmiendas sobre algunas propiedades edáficas, en sistemas de producción hortícola del centro norte de la región pampeana. Ciencia del Suelo 18: 95 - 104.
- Tester, C G. 1990. Organic amendment effects on physical and chemical properties of a sandy soil. Soil Sci. Soc. Amer. J. 54: 827 - 831.
- Unc, A & M J Goss. 2006. Impact of organic waste amendments on soil hydraulic properties and on water partitioning. J Environ Eng Sci 5(3): 243 - 251.

C4P57. NITRÓGENO MINERALIZADO EN ANAEROBIOSIS COMO INDICADOR DE LA ESTABILIDAD DE AGREGADOS

García, Gisela.V[1,2].; Studdert, Guillermo.A.[1]; San Martino, Silvina.[1]; Wyngaard, Nicolás.[1,3]; Reussi Calvo, Nahuel I.[1,4] y Covacevich, Fernanda[3].

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Unidad Integrada Balcarce, Ruta Nac. 226 km 73,5, Balcarce, Buenos Aires, Argentina. [2]Becaria Doctoral de la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires. [3]CONICET. [4]Fertilab, Moreno 4524, (7600) Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina. gisela_garcia@hotmail.com

RESUMEN

El monitoreo de la estabilidad de agregados (EA) sería necesario para evaluar la salud edáfica desde el punto de vista físico, pero su determinación es complicada y, por lo tanto, no es adoptada como práctica de rutina por los laboratorios de suelos de servicio a productores. Por ello, es necesario conocer la relación entre una variable fácil de medir como el nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN), y alguna propiedad física asociada al uso del suelo, como la EA, para monitorear el estado de salud física de los suelos de una forma sencilla. Para suelos del Centro-Sudeste Bonaerense se hipotetiza que el NAN se relaciona con la EA. Se colectaron muestras de suelo de 0-5 y 5-20 cm de profundidad en lotes de producción agrícola y en zonas de referencia (*i.e.* sin disturbio) para cada lote, en 34 sitios del Centro-Sudeste de la Provincia de Buenos Aires. En cada muestra de suelo se determinó carbono orgánico (CO) total (COT), CO particulado (COP), CO asociado a la fracción mineral, NAN y cambio de diámetro medio ponderado (CDMP) como una medida inversa a la EA. Se observó que el NAN se relacionó positivamente con el COT y el COP. Además, el CDMP se relacionó negativamente con el COT, el COP y el NAN (para esta última con R^2 de 0,73, 0,59 y 0,71 para 0-5, 5-20 y 0-20 cm, respectivamente). Así, el NAN, podría ser un indicador de estas propiedades edáficas y de otras relacionadas. Además, es fácil y económico de medir, sensible a las prácticas de manejo y se relaciona con el estado nutricional nitrogenado del suelo. Así, el NAN podría ser un adecuado parámetro para monitorear el estado de salud de los suelos.

Palabras claves: carbono orgánico total, carbono orgánico particulado, indicador de salud edáfica.

INTRODUCCIÓN

El suelo es un componente del agroecosistema de crucial importancia para los servicios ecosistémicos que debe brindar a la sociedad (Powlson *et al*., 2011). Un suelo saludable es aquel que puede mantener su capacidad de funcionar en el agroecosistema según su aptitud y en relación con el uso que se le dé. Por ello, es importante identificar parámetros que puedan utilizarse como indicadores de salud edáfica (ISE) y permitan inferir sobre su estado. Los ISE deben proveer información sobre el impacto de la agricultura sobre el suelo y ser sensibles a los cambios por el uso, fáciles de interpretar, sencillos y económicos de determinar, y deberían relacionarse con una o más funciones y/o propiedades edáficas (Doran & Parkin, 1996).

El nitrógeno (N) mineralizado en anaerobiosis (NAN) ha sido propuesto como un parámetro edáfico que permite la estimación rápida y precisa del N potencialmente mineralizable (Echeverría *et al*., 2000). Asimismo, el NAN se relaciona con el contenido de carbono (C) en la materia orgánica (MO) total (COT) y más aún con el C en la MO particulada (COP) (Studdert *et al*., 2015; Domínguez *et al*., 2016). Se ha demostrado que el NAN se comporta de manera similar al COT y al COP frente a las prácticas de manejo y, por lo tanto, las variaciones que éstas produzcan en el COT y el COP, se ven también reflejadas sobre el NAN (García *et al*., 2016).

Por otro lado, dada su estrecha relación con fracciones lábiles de la MO, el NAN podría relacionarse con otras propiedades edáficas asociadas a la MO, por ejemplo la estabilidad de agregados (EA). La capacidad de los agregados de resistir la ruptura está relacionada con el contenido de COT y, especialmente, con el de sus fracciones lábiles (Six *et al*., 2004; Agostini *et al*., 2012). La EA determina la salud física del suelo ya que influye sobre el sistema poroso, la dinámica del agua y del aire en el suelo, la densidad aparente y la resistencia a la erosión (Kay, 1990). Sin embargo, su importancia también está dada por su influencia sobre la protección de la MO, la actividad microbiana y el crecimiento de las raíces de las plantas (Six *et al*., 2004). El monitoreo de la EA sería necesario para evaluar la salud edáfica, principalmente desde el punto de vista físico, pero su determinación es complicada y, por lo tanto, no es adoptada como análisis de rutina por los laboratorios de suelos de servicio a productores. Por ello, es necesario conocer la relación entre una variable fácil de medir como el NAN, y alguna propiedad física asociada al uso del suelo, como lo es la EA, para monitrear el estado de salud física de los suelos.

Para suelos bajo producción agrícola del Centro-Sudeste Bonaerense, con diferente textura e historias de manejo, se hipotetiza que el NAN en la capa arable (0-20 cm), se relaciona positivamente con la EA. El objetivo de este trabajo fue evaluar la relación del NAN con los contenidos de COT y de COP y con la EA en lotes de producción agrícola del Centro-Sudeste Bonaerense con diferente textura y manejos contrastantes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron 34 lotes de producción agrícola del Centro-Sudeste Bonaerense en posiciones georreferenciadas (Figura 1) cubriendo suelos de diferente textura (desde franco-arenosos a franco-arcillosos) y situaciones de manejo (sistemas de labranza, secuencias de cultivos, años de agricultura). En cada lote de producción agrícola, se colectaron muestras de suelo de 0-5 y 5-20 cm de profundidad (compuestas por 15 y 5 submuestras, respectivamente), con un muestreador tubular de 4,41 cm de diámetro. Asimismo, se colectaron muestras de suelo (compuestas por 5 submuestras) de 0-5 y 5-20 cm de profundidad con una pala, desechando todas las partes de cada submuestra que habían sido afectadas por el corte de la herramienta. Las muestras fueron colocadas cuidadosamente en recipientes plásticos, evitando dañar los agregados. Se colectaron también muestras de ambas profundidades y de la manera descripta para los lotes de producción, de una situación de referencia para cada situación de manejo y de tipo de suelo (*i.e.* sectores sin disturbio por muchos años que pudieran ser equiparables a la situación prístina, denominados de aquí en adelante como "prístino").

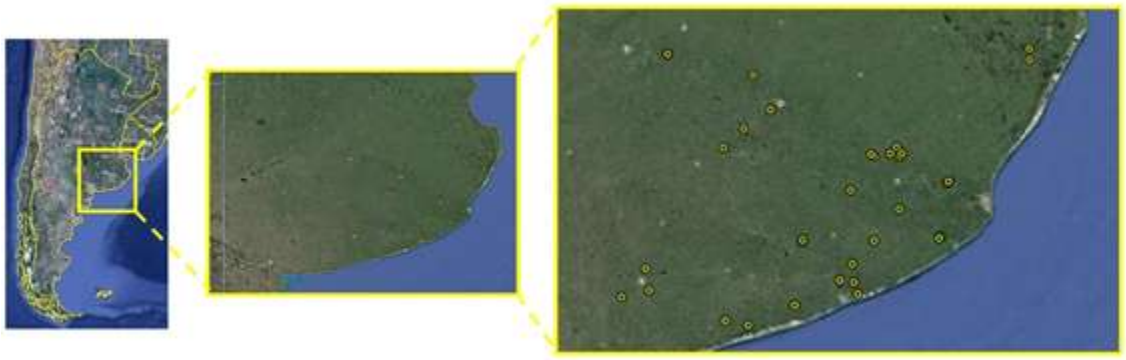


Figura 1: Sitios de muestreo en 34 lotes de producción del Centro-Sudeste Bonaerense.

Las muestras colectadas con el muestreador tubular, fueron secadas en estufa a 50°C con circulación forzada de aire hasta peso constante y molidas hasta pasar por tamiz de 2 mm, eliminando el material vegetal identificable que quedaba sobre el tamiz. Las muestras de suelo tomadas con la pala fueron cuidadosamente separadas con las manos en sus agregados por sus líneas naturales de ruptura, hasta pasar por un tamiz de 8 mm de apertura de malla. Esto fue realizado inmediatamente luego de la extracción (*i.e.* en condición húmeda). Se obtuvieron así agregados menores que 8 mm de diámetro. Luego, las muestras fueron secadas a 50ºC en estufa con circulación forzada de aire hasta peso constante.

A partir de las muestras de suelo tomadas con el muestreador tubular, se realizaron las determinaciones de COT, COP y NAN. Para la determinación de COP se realizó el fraccionamiento físico de las muestras según el método descripto por Cambardella & Elliott (1992), recuperándose la fracción <50 μm en la que se determinó C orgánico asociado a la fracción mineral (COA). El COT y el COA se determinaron por combustión húmeda con mantenimiento de la temperatura de reacción (120 ºC) durante 90 minutos (Schlichting *et al*., 1995). El COP se determinó por diferencia entre los contenidos de COT y de COA (Cambardella & Elliott, 1992). Los resultados de cada fracción de C orgánico fueron expresados como concentración (g kg^{-1}) en el total del suelo. La determinación del NAN en el suelo se realizó con el método de incubación anaeróbica corta a 40 °C durante 7 días, según la técnica descripta por Keeney (1982) y la determinación de N de amonio ($N\text{-}NH_4^+$) producido durante la incubación, se realizó por destilación por arrastre con vapor (Keeney & Nelson, 1982). Los valores de NAN fueron expresados en mg kg^{-1} de suelo. A partir de las muestras de suelo tomadas con la pala y tamizadas por 8 mm, se realizó la separación por tamaño de agregados (Six *et al*., 1998) y la determinación de EA (Six *et al*., 2000). Para ello, se separó el suelo en cuatro clases de tamaño de agregados: i) 2000-8000, ii) 250-2000, iii) 50-250 y iv) <50 μm, mediante tamizados sucesivos en agua a través de tamices con distintas aperturas de malla. Esta metodología contempla la aplicación de dos métodos de re-humedecimiento de los agregados secos antes del tamizado en agua: i) re-humedecimiento por capilaridad hasta capacidad de campo (mojado por capilaridad, MC) y ii) la inmersión rápida en agua (mojado violento, MV). Con el peso de los agregados obtenidos en

cada tamiz se determinó el diámetro medio ponderado (DMP) para cada método de humedecimiento (MC y MV), de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$DMP = \sum_{i=1}^{4} X_i \, W_i$$

donde *i* identifica a cada fracción de agregados incluyendo la que pasó por el tamiz de 50 µm, X_i es el diámetro promedio de la fracción *i* (mm) calculado como la media aritmética de la apertura de malla de dos tamices sucesivos, y W_i es la proporción del peso de la fracción *i* respecto de la muestra total tamizada (100 g). Por diferencia entre los DMP de MC y MV se obtuvo el cambio en DMP (CDMP, mm) como una medida inversa a la EA.

Se estimaron los valores de COT, COP, NAN y CDMP en 0-20 cm calculados a partir del promedio ponderado por espesor de los contenidos de estos parámetros a las profundidades de 0-5 y 5-20 cm. Los resultados fueron obtenidos a partir del análisis estadístico de los datos mediante análisis de regresión lineal simple para NAN en función de COT y de COP de 0-5, 5-20 y 0-20 cm y CDMP en función de COT, COP y NAN de 5-20 y 0-20 cm. Para CDMP en función de COT, COP y NAN de 0-5 cm se ajustó un modelo lineal plateu. Para ello, se utilizó el programa R Core Team (2017). Para evaluar la significancia de las regresiones se utilizó un nivel de significación de 0,05.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se presentan los valores máximos y mínimos para cada una de las variables medidas (COT, COP, COA, NAN y CDMP). Los suelos prístinos presentaron mayores valores máximos que los lotes de producción agrícola para todas las variables, lo que permitió ampliar el rango de valores de cada una de ellas en todas las profundidades. Para todas las variables y situaciones (*i.e.* Lote y Prístino), los rangos de valores de 0-5 cm fueron mayores que los de 5-20 y 0-20 cm de profundidad.

Tabla 1: valores máximos y mínimos para las variables carbono orgánico total (COT), carbono orgánico particulado (COP), carbono orgánico asociado a minerales (COA), nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN) y cambio de diámetro medio ponderado (CDMP) para los lotes de producción agrícola (Lote) y para las zonas de referencia (Prístino) de 0-5, 5-20 y 0-20 cm de profundidad.

			COT		COP		COA		NAN		CDMP	
			-------- (g kg^{-1}) --------		-------- (g kg^{-1}) --------		-------- (g kg^{-1}) --------		-------- (mg kg^{-1}) --------		-------- (mm) --------	
			Lote	Prístino	Lote	Prístino	Lote	Prístino	Lote	Prístino	Lote	Prístino
Profundidad	0-5 cm	Máximo	48,97	92,85	17,13	48,69	40,86	46,22	138,39	334,53	3,16	2,32
		Mínimo	21,99	27,87	2,33	5,01	18,37	20,94	51,73	63,11	1,29	0,04
	5-20 cm	Máximo	39,31	52,47	7,41	12,19	37,40	42,06	84,00	142,59	3,26	2,43
		Mínimo	16,17	20,13	0,34	0,55	15,62	17,14	24,99	29,09	1,86	0,16
	0-20 cm	Máximo	41,72	61,08	9,84	20,32	38,12	42,49	88,41	184,57	3,23	2,30
		Mínimo	17,70	22,07	0,98	3,15	16,31	18,09	38,29	42,77	1,72	0,23

Las regresiones lineales simples mostraron que el NAN aumentó ante aumentos de COT y de COP en las tres profundidades analizadas (0-5, 5-20 y 0-20 cm) (Figura 2). Esto reafirma lo informado por otros autores en horizontes superficiales de suelos del Sudeste Bonaerense (Studdert *et al*., 2006; Urquieta *et al*., 2008; Domínguez *et al*., 2016). Las relaciones entre NAN y COT, y NAN y COP tuvieron un mejor ajuste en la capa de 0-5 cm, lo que coincide con lo reportado por aquellos autores. Los R^2 de las regresiones entre NAN y COT fueron 0,83, 0,58 y 0,72 para las capas de 0-5, 5-20 y 0-20 cm, respectivamente. Las regresiones entre NAN y COP mostraron pendientes superiores a las de NAN en función de COT, para una misma profundidad. No obstante, a diferencia de lo observado en resultados previos (Studdert *et al*., 2006; Domínguez *et al*., 2016), las variaciones de NAN no fueron mejor explicadas por las variaciones en COP que por las variaciones en COT. Los R^2 de las relaciones entre NAN y COP fueron 0,82, 0,54 y 0,74 para 0-5, 5-20 y 0-20 cm, respectivamente, siendo similares a los observados en las relaciones de NAN y COT. Lo observado hasta aquí confirma que el NAN se relaciona positivamente con el COT y el COP. Si bien, el NAN también se relacionó positivamente con el COA, los valores de R^2 de dichas relaciones fueron menores que con el COP (R^2 de 0,51, 0,40 y 0,45 para las profundidades de 0-5, 5-20 y 0-20 cm, respectivamente). Es así que, la dinámica del NAN podría ser explicada a través de la del C orgánico del suelo y la de sus fracciones lábiles. Las fracciones lábiles del C orgánico del suelo están estrechamente ligadas a la capacidad del suelo para mineralizar N (Gregorich *et al*., 2006).

Dada la relación observada entre el COT y principalmente sus fracciones lábiles, el COP, con el NAN, este último podría ser un indicador de todos los procesos que ocurren en el suelo que definen la salud edáfica y que están relacionados con el contenido de MO. Asimismo, se ha reportado que el NAN es sensible a las prácticas de manejo y que tiene un comportamiento similar al COT y al COP cuando es afectado por ellas, observándose disminuciones de NAN con los años de agricultura (García *et al*., 2016). Sin embargo, no se han observado cambios estacionales (Studdert *et al*., 2015) ni en respuesta a efectos de corto plazo (*i.e.* cantidad y calidad del cultivo antecesor inmediato) (García *et al*., 2016). Todo esto hace que el NAN sea un parámetro edáfico adecuado para monitorear el estado de salud de los suelos.

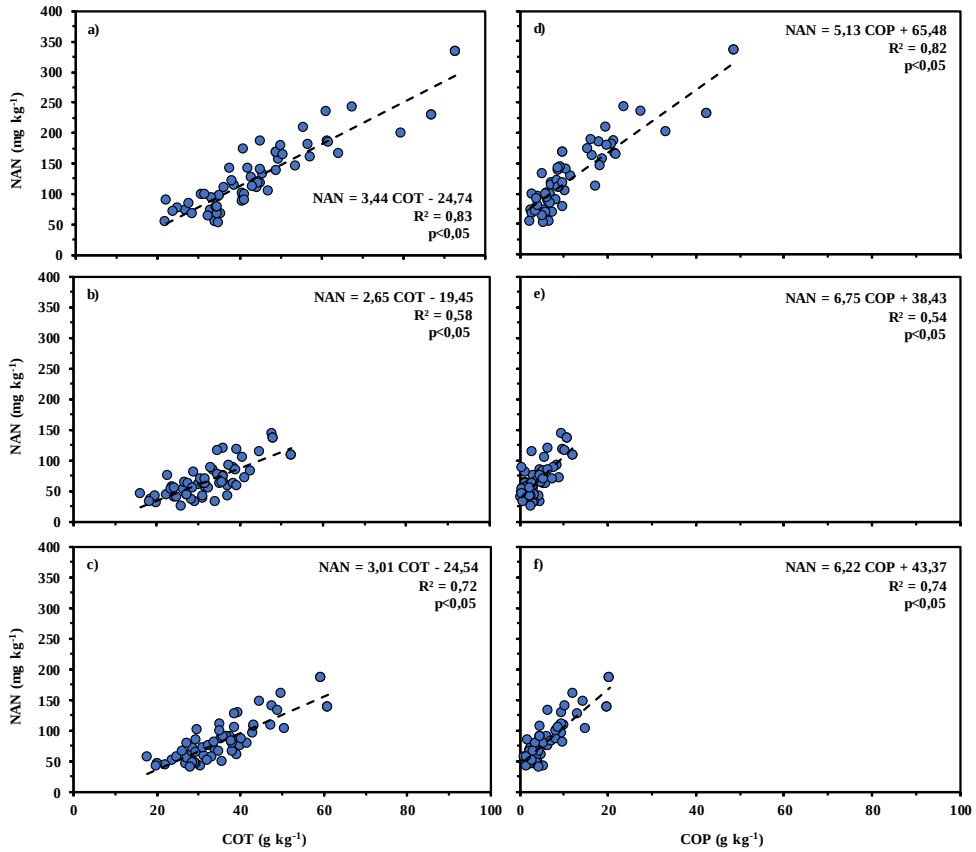


Figura 2: Relaciones entre nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN) y carbono orgánico total (COT) (a, b, c) y carbono orgánico particulado (COP) (d, e, f) de 0-5 (arriba), 5-20 (en el medio) y 0-20 cm (abajo) de profundidad. Todas las regresiones fueron significativas (p<0,05). n = 61.

Se observó que el CDMP fue decreciendo con el aumento en el COT, el COP y el NAN para las tres profundidades analizadas (0-5, 5-20 y 0-20 cm), aunque para la capa más superficial tendió a estabilizarse (Figura 3). Los R^2 de los modelos entre CDMP y COT fueron de 0,58, 0,39 y 0,50 para las profundidades de 0-5, 5-20 y 0-20 cm, respectivamente. Los ajustes de los modelos entre CDMP y COP mostraron ser más estrechos que los mencinados previamente, con R^2 de 0,72, 0,57 y 0,68 para las mismas profundidades, respectivamente. Sin embargo, para los modelos entre CDMP y COA los valores de R^2 fueron menores (R^2 de 0,27, 0,20 y 0,23, respectivamente). La relación entre la EA y el COT y el COP confirma lo reportado en publicaciones previas (Eiza *et al*., 2006; Agostini *et al*., 2012). La EA está relacionada con el contenido de COT y, principalmente, de COP (Six *et al*., 2004; Agostini *et al*., 2012). Las variaciones en el CDMP estuvieron mejor explicadas por las variaciones en NAN que por las de COT. Los R^2 fueron de 0,73, 0,59 y 0,71 para las profundidades de 0-5, 5-20 y 0-20 cm, respectivamente.

Dada la relación de la EA con la MO y sus fracciones lábiles, y la de éstas con el NAN, era de esperar que el NAN se relacionara con la EA. Los resultados observados confirman lo reportado por Domínguez *et al*. (2016) quienes determinaron que la EA se relacionó con el NAN para un experimento realizado en condiciones controladas y para un único tipo de suelo. El mayor rango de situaciones (diferentes texturas e historias de manejo) del presente trabajo, amplía el espectro de condiciones edáficas evaluadas, lo que robustece la posibilidad de utilizar el NAN como ISE.

La EA incide sobre el sistema poroso y, consecuentemente, sobre la densidad aparente y la infiltración. Es el parámetro físico más sensible a los efectos de las prácticas de manejo (Aparicio & Costa, 2007) y es por ello que,

cualquier variación en la EA, genera cambios en la dinámica del agua y del aire en el suelo, la geometría de poros y la resistencia a la erosión (Agostini *et al*., 2012). Dada la relación observada entre la EA y el NAN, este último podría ser indicador de la salud física del suelo.

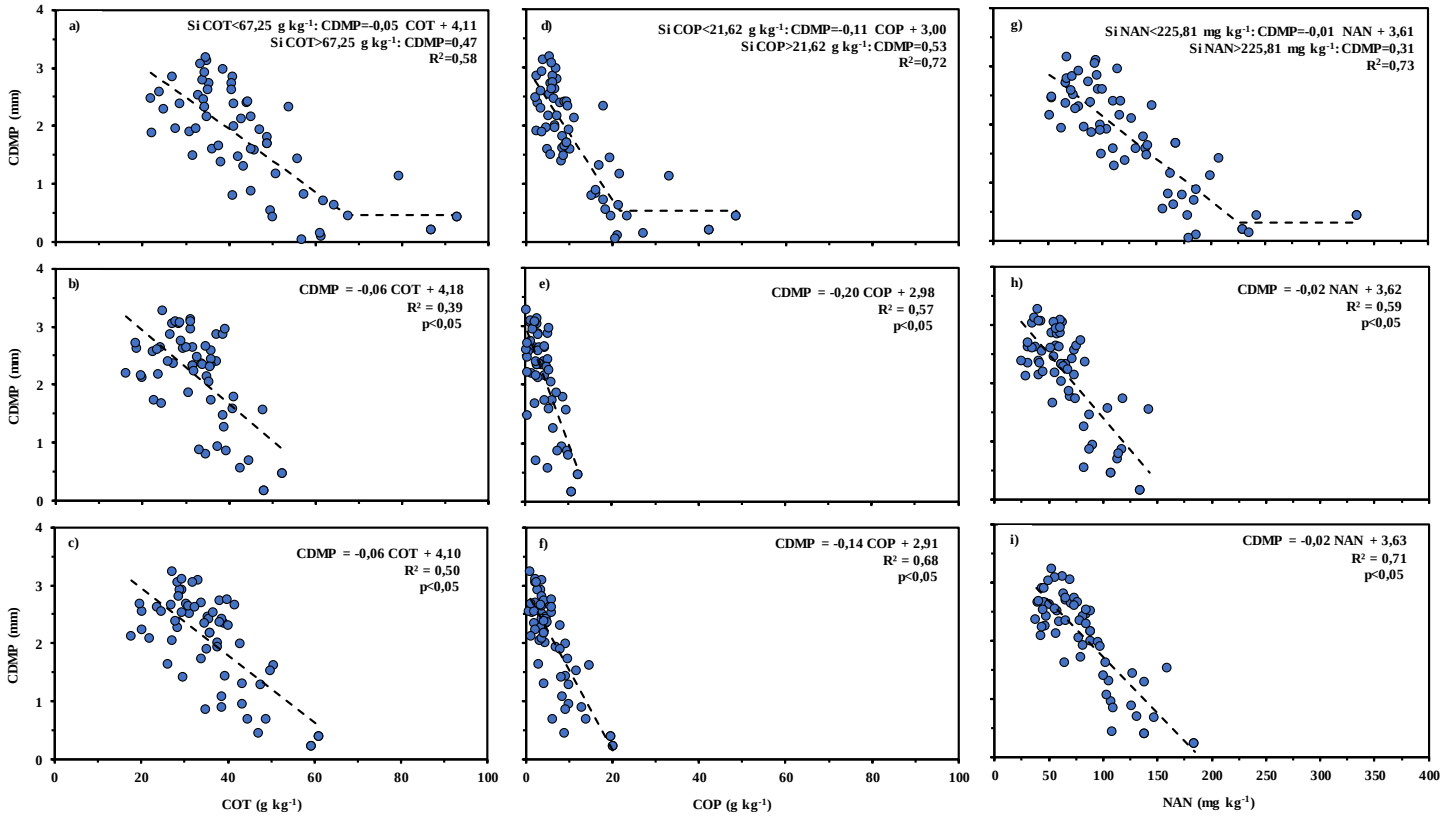


Figura 3: Relaciones entre cambio de diámetro medio ponderado (CDMP) y carbono orgánico total (COT) (a, b, c), carbono orgánico particulado (COP) (d, e, f) y nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN) (g, h, i) de 0-5 (arriba), 5-20 (en el medio) y 0-20 cm (abajo) de profundidad. Todas las regresiones fueron significativas (p<0,05). n = 61.

CONCLUSIONES

Se reunieron evidencias suficientes para no rechazar la hipótesis planteada. El NAN se relacionó positivamente con la EA en suelos del Centro-Sudeste Bonaerense con diferentes texturas e historias de manejo. El NAN es un parámetro fácil y económico de determinar, de interpretación sencilla, y sensible a cambios en el suelo en el mediano a largo plazo asociados con el uso, y se relaciona con el estado nutricional nitrogenado del suelo y la MO. El NAN podría ser utilizado como ISE, ya que permitiría monitorear el estado de salud del suelo en diferentes aspectos. Así, se podrían adaptar prácticas de manejo para no comprometer la salud edáfica y que el suelo pueda seguir cumpliendo con su función en el agroecosistema.

AGRADECIMIENTOS

La información de este trabajo es parte de la Tesis de Doctorado en Ciencias Agrarias en curso de la primera autora. Este trabajo fue financiado con subsidios de FONCyT (PICT 2012-1092) y de la Universidad Nacional de Mar del Plata (AGR518/16 y AGR536/17) y del INTA (PNCyO 1127032).

BIBLIOGRAFÍA

- Agostini, MA; GA Studdert & GF Domínguez. 2012. Relación entre el cambio en el diámetro medio de agregados y el carbono orgánico y sus fracciones. Actas XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata, Argentina. Abril de 2012. En CD.
- Aparicio, VC & JL Costa. 2007. Soil quality indicators under continuous cropping systems in the Argentinean Pampas. Soil Till. Res. 96:155-165.

- Cambardella, CA & ET Elliott. 1992. Particulate soil organic matter. Changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J. 56:777-783.
- Domínguez, GF; GV García; GA Studdert; MA Agostini; SN Tourn & MN Domingo. 2016. Is anaerobic mineralizable nitrogen suitable as soil quality/health indicator? Spanish J. Soil Sci. 6:82-97.
- Doran, JW & TB Parkin. 1996. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: Doran, JW & AJ Jones (eds.) Methods for assessing soil quality. Pp. 25-37. Soil Sci. Soc. Am.; Madison, Wisconsin, EEUU. SSSA Special Publication Nº 49.
- Echeverría, HE; NF San Martín & R Bergonzi. 2000. Métodos rápidos de estimación de nitrógeno potencialmente mineralizable en suelos. Ciencia del Suelo 18:9-16.
- Eiza, MJ; GA Studdert; N Fioriti & GF Domínguez. 2006. Estabilidad de agregados y materia orgánica total y particulada en molisoles de Balcarce. Actas XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo; Salta-Jujuy, Argentina, septiembre 2006. En CD.
- García, GV; GA Studdert; MN Domingo & GF Domínguez. 2016. Nitrógeno mineralizado en anaerobiosis: relación con sistemas de cultivo de agricultura continua. Ciencia del Suelo. 34:127-138.
- Gregorich, EG; MH Beare; UF Mckim & JO Skjemstad. 2006. Chemical and biological characteristics of physically uncomplexed organic matter. Soil Sci. Soc. Am. J. 70:975-985.
- Kay, BD. 1990. Rates of change of soil structure under different cropping systems. Adv. Soil Sci. 12:1-52.
- Keeney, DR. 1982. Nitrogen-availability indexes. In Page, AL (ed.) Methods of soil analysis. Part 2, Chemical and microbiological properties. Agron. Monogr. 9. Pp. 643-698. Am. Soc. Agron. and Soil Sci. Coc. Am., Madison, Wisconsin, EEUU.
- Keeney, DR & DW Nelson. 1982. Nitrogen inorganic forms. In Page, AL (ed.) Methods of soil analysis. Part 2, Agron. Monogr. 9. Pp. 643-698. Am. Soc. Agron. and Soil Sci. Coc. Am., Madison, Wisconsin, EEUU.
- Powlson, DS; PJ Gregory; WR Whalley; JN Quinton; DW Hopkins; AP Whitmore; PR Hirsch & KWT Goulding. 2011. Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. Food Policy 36:S72-S87.
- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R- project.org/.
- Schlichting, E; HP Blume & K Stahr. 1995. Bodenkundliches Praktikum. Paul Parey. Hamburg, Berlin. 209 p.
- Six, J; ET Elliott; K Paustian & JW Doran. 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. Soil. Sci. Soc. Am. J. 62:1367-1377.
- Six, J; ET Elliott & K Paustian. 2000. Soil structure and soil organic matter: II. A normalized stability index and the effect of mineralogy. Soil. Sci. Soc. Am. J. 64:1042-1049.
- Six, J; H Bossuyt; S Degryze & K Denef. 2004. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. Soil Till. Res. 79:7-31.
- Studdert, GA; GF Domínguez; N Fioriti; MV Cozzoli; NV Diovisalvi & MJ Eiza. 2006. Relación entre nitrógeno anaeróbico y materia orgánica de molisoles de Balcarce. Actas XX Congreso de la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo, Salta-Jujuy, Argentina, septiembre de 2006. En CD.
- Studdert, GA; GF Domínguez; MC Zagame & JC Carabaca. 2015. Variación estacional de carbono orgánico particulado y nitrógeno anaeróbico. Ciencia del Suelo. 33:65-78.
- Urquieta, JF; GF Domínguez; GA Studdert & S Tettenborn. 2008. Relación entre nitrógeno anaeróbico y materia orgánica de suelos del Sudeste Bonaerense. Actas XX1 Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de los Funes, San Luis, Argentina, mayo de 2008. En CD.

C4P58. NITRÓGENO MINERALIZADO EN ANAEROBIOSIS EN MACROAGREGADOS COMO INDICADOR DE SALUD EDÁFICA

García, Gisela.V[1,2].; Studdert, Guillermo.A.[1]; San Martino, Silvina.[1]; Wyngaard, Nicolás.[1,3]; Reussi Calvo, Nahuel I.[1,4] y Covacevich, Fernanda[3].

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Unidad Integrada Balcarce, Ruta Nac. 226 km 73,5, Balcarce, Buenos Aires, Argentina. [2]Becaria Doctoral de la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires. [3]CONICET. [4]Fertilab, Moreno 4524, (7600) Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina. gisela_garcia@hotmail.com

RESUMEN

Monitorear el estado de salud edáfica permitiría adaptar prácticas de manejo para mantenerla o mejorarla. El nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN) es un adecuado indicador de salud edáfica (ISE). Sin embargo, al ser los macroagregados (>250 µm, MACRO) los más sensibles a las prácticas de manejo, el NAN en los MACRO (NAN MACRO) podría ser un ISE más sensible que el determinado en la masa total del suelo. Para suelos bajo producción agrícola del Centro-Sudeste Bonaerense se hipotetiza que el NAN MACRO es más sensible que el determinado en la masa total y mejora su desempeño como ISE. Se tomaron muestras de suelo de 0-5 y 5-20 cm de profundidad en lotes de producción agrícola y en zonas sin disturbio para cada lote, en 34 sitios del Centro-Sudeste Bonaerense. Se determinó carbono orgánico total (COT), carbono orgánico particulado (COP), NAN y cambio de diámetro medio ponderado (CDMP) en la masa total del suelo y NAN MACRO. Se observó que el NAN MACRO se relacionó con la estabilidad de los MACRO, la que a su vez define el CDMP. El NAN MACRO se relacionó positivamente con el COT con R^2 0,73 en 0-20 cm y el COP (con R^2 0,69 en 0-20 cm) de la masa total. El CDMP se relacionó negativamente con el NAN MACRO (con R^2 0,67 en 0-20 cm). No obstante, NAN MACRO no fue más sensible que el NAN en la masa total. Además, NAN MACRO se relacionó con el NAN en masa total (R^2 0,88 en 0-20 cm), indicando que una gran proporción de la fracción orgánica de nitrógeno considerada por NAN está protegida en los MACRO. Por lo tanto, el NAN MACRO no presentó mejor desempeño como ISE que el NAN en la masa total del suelo.

Palabras claves: carbono orgánico total, carbono orgánico particulado, estabilidad de agregados.

INTRODUCCIÓN

La salud edáfica es la capacidad del suelo para funcionar en el agroecosistema según su aptitud y en relación al uso que se le dé. La capacidad de funcionar del suelo involucra tres aspectos importantes: i) sostener la productividad biológica, ii) mantener la calidad ambiental, y iii) promover la salud de las plantas, los animales y los seres humanos. Evaluar el estado de salud del suelo permitiría adaptar prácticas de manejo que pudieran mantenerla o mejorarla, y con ello mantener o mejorar la producción de alimentos para la sociedad. Por ello, es importante identificar parámetros que puedan utilizarse como indicadores de salud edáfica (ISE) y permitan inferir sobre su estado. Los ISE deben proveer información acerca del impacto de la agricultura sobre el suelo y ser sensibles a los cambios por el uso, fáciles de interpretar, sencillos y económicos de determinar, y deberían relacionarse con una o más funciones y/o propiedades edáficas (Doran & Parkin, 1996).

El nitrógeno (N) mineralizado en anaerobiosis (NAN) reúne las condiciones para ser un adecuado ISE (García *et al*., 2018). Esto se debe a que es un parámetro edáfico fácil y económico de medir, de interpretación sencilla, sensible a las prácticas de manejo (García *et al*., 2016), y se relaciona con el N potencialmente mineralizable (Echeverría *et al*., 2000), con el carbono orgánico total (COT) y el particulado (COP) (Studdert *et al*., 2015; Domínguez *et al*., 2016, García *et al*., 2018), y con la estabilidad de agregados (EA) (Domínguez *et al*., 2016; García *et al*., 2018).

La EA es el parámetro físico más sensible a la actividad antrópica (Aparicio & Costa, 2007) y puede ser caracterizada por los cambios en la estabilidad de los macroagregados (>250 µm) (Mandiola *et al*., 2011; Roldán *et al*., 2014). Se ha observado que la proporción de macroagregados, su estabilidad y su concentración de COT y de COP son sensibles a las prácticas de manejo (Mandiola *et al*., 2011; Roldán *et al*., 2014). Asimismo, las diferencias en masa de macroagregados reflejan los cambios producidos por las prácticas de manejo con mayor sensibilidad que la EA de la masa total del suelo (Roldán *et al*., 2014). Además, el cambio de la masa de macroagregados entre dos tamizados en agua con distinta agresividad se relaciona con el contenido de COP en la fracción de los macroagregados que quedan luego del tamizado menos agresivo. Así, el COP presente en los macroagregados que quedan luego del tamizado menos agresivo, podría ser un indicador más sensible de la EA del suelo (Studdert, 2014).

El contenido de COP en los macroagregados se relaciona con su estabilidad (Studdert, 2014) y, por lo tanto, el NAN también podría relacionarse con la estabilidad de los macroagregados. Asimismo, al ser los macroagregados los que más fácilmente reaccionan ante las prácticas de manejo (Mandiola *et al*., 2011; Roldán *et al*., 2014), el NAN en los macroagregados podría ser un ISE más sensible que el determinado en la masa total del suelo.

Para suelos bajo producción agrícola del Centro-Sudeste Bonaerense, con diferentes texturas e historias de manejo, se hipotetiza que el NAN en macroagregados (>250 µm) en la capa arable (0-20 cm) es más sensible que el determinado en la masa total y mejora su desempeño como ISE. El objetivo de este trabajo fue evaluar el cambio en la sensibilidad del NAN como ISE al ser determinado en los macroagregados (>250 µm) del suelo, respecto al NAN en la masa total del suelo, al relacionarlo con el COT, el COP y la EA en la masa total del suelo, en lotes de producción agrícola del Centro-Sudeste Bonaerense con diferentes texturas y manejos contrastantes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron 34 lotes de producción agrícola del Centro-Sudeste Bonaerense en posiciones georreferenciadas (Figura 1) cubriendo suelos de diferente textura (desde franco-arenosos a franco-arcillosos) y situaciones de manejo (sistemas de labranza, secuencias de cultivos, años de agricultura). En cada lote de producción agrícola, se colectaron muestras de suelo de 0-5 y 5-20 cm de profundidad de un lote de producción agrícola y de su correspondiente situación de referencia (*i.e.* sectores sin disturbio por muchos años que pudieran ser equiparables a la situación prístina). La forma de muestreo y el acondicionamiento de las muestras fue descripta en García *et al*. (2018).

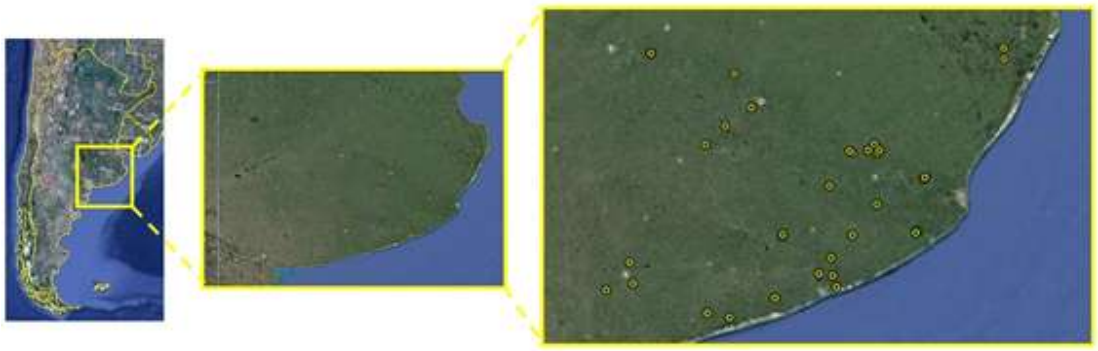


Figura 1: Sitios de muestreo en 34 lotes de producción del Centro-Sudeste Bonaerense.

En las muestras de suelo se determinaron COT, COP, NAN y cambio de diámetro medio ponderado (CDMP, como una medida inversa a la EA) en la masa total del suelo según las metodologías descriptas en García *et al* (2018). Los resultados de cada fracción de C orgánico fueron expresados en g kg^{-1} de suelo y los de NAN en mg $N\text{-}NH_4^+$ kg^{-1} de suelo. La metodología utilizada para la separación de agregados por tamaño y la determinación del CDMP contempló la aplicación de dos métodos de re-humedecimiento de los agregados secos antes del tamizado en agua: i) re-humedecimiento por capilaridad hasta capacidad de campo (mojado por capilaridad, MC) y ii) la inmersión rápida en agua (mojado violento, MV). Las fracciones de macroagregados de 2000-8000 µm (MA) y de 250-2000 µm (Ma) que quedaron luego del MC fueron mortereadas hasta pasar por tamiz de 500 µm y en ellas se determinó el NAN. Los valores de NAN fueron expresados en mg kg^{-1} de suelo de la fracción de macroagregados correspondiente. Los valores de NAN en la fracción de 250-8000 µm (*i.e.* macroagregados totales, MACRO) (NAN MACRO) fue calculada a partir del promedio ponderado por peso de los contenidos de NAN en las fracciones de MA y Ma.

Se estimaron los valores de COT, COP, NAN, NAN MACRO y CDMP en 0-20 cm calculados a partir del promedio ponderado por espesor de los contenidos de estos parámetros a las profundidades de 0-5 y 5-20 cm. Los datos fueron analizados estadísticamente utilizando análisis de regresión lineal simple con el programa R Core Team (2017). Para la significancia de las regresiones se utilizó un nivel de significación de 0,05.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se presentan los valores máximos y mínimos para NAN MACRO y cambio de masa (Δ) de MACRO (ΔMACRO) entre el MV y el MC. Los rangos de las variables medidas en la masa total del suelo (COT, COP, NAN y CDMP) fueron presentados en la Tabla 1 de García *et al*. (2018). Los suelos prístinos permitieron ampliar el rango de valores de cada una de las variables en todas las profundidades.

Tabla 1: Valores máximos y mínimos para nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN) en la fracción de agregados de 250-8000 µm (MACRO) y cambio de masa entre mojado violento y mojado por capilaridad de MACRO (ΔMACRO) para los lotes de producción agrícola (Lote) y para las zonas de referencia (Prístino) de 0-5, 5-20 y 0-20 cm de profundidad.

Profundidad		NAN MACRO ---------- (mg kg^{-1}) ----------		□ MACRO ---------- (g) ----------	
		Lote	Prístino	Lote	Prístino
0-5 cm	Máximo	175,78	365,91	-12,78	9,86
	Mínimo	55,97	47,51	-50,30	-31,26
5-20 cm	Máximo	109,07	200,80	-15,43	0,71
	Mínimo	43,72	47,67	-51,30	-42,72
0-20 cm	Máximo	121,11	242,08	-16,70	-1,24
	Mínimo	47,07	50,14	-48,31	-37,27

El CDMP se relacionó negativamente con el ΔMACRO en las tres profundidades analizadas, con R^2 de 0,62, 0,55 y 0,61 de 0-5, 5-20 y 0-20 cm, respectivamente (Figura 2). Cuando el ΔMACRO tiende a 0, la EA es máxima, ya que la masa de MACRO remanente luego del MV y del MC tienden a ser iguales, y por lo tanto los MACRO son resistentes a la ruptura tanto cuando son sometidos a fuerzas agresivas (MV) como cuando no lo son (MC). Esto indica que la EA de la masa total del suelo depende de la estabilidad de los MACRO.

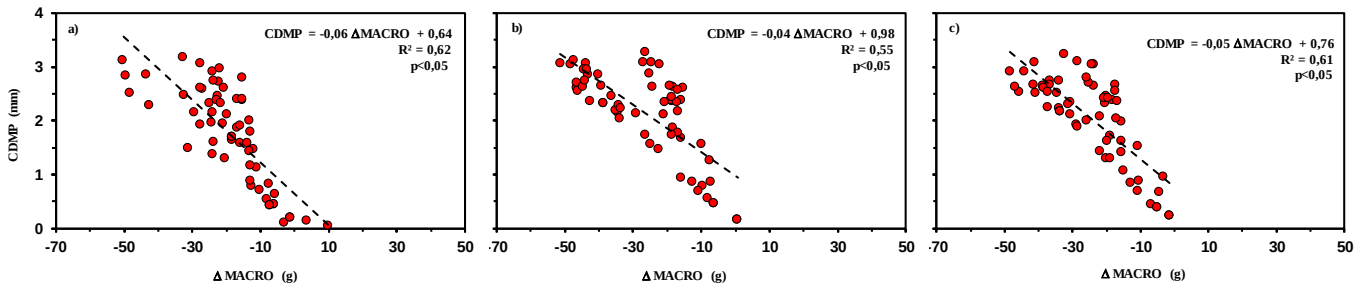


Figura 2: Cambio de diámetro medio ponderado (CDMP) en función del cambio de masa entre mojado violento (muy agresivo) y mojado por capilaridad (poco agresivo) de agregados de 250-8000 µm (ΔMACRO) de 0-5 (a), 5-20 (b) y 0-20 cm (c) de profundidad.

Studdert (2014) observó que el ΔMACRO se relacionaba con el contenido de COP de los MACRO remanentes luego del MC. Dada la relación existente entre el NAN y el COP (Domínguez *et al*., 2016; García *et al*., 2018), es esperable que el ΔMACRO pueda relacionarse con el NAN MACRO que quedan luego del MC. En este trabajo se observó que ΔMACRO tiende a 0 a medida que aumenta la concentración de NAN MACRO (Figura 3). Así, la estabilidad de los MACRO está relacionada con su concentración de NAN. Sin embargo, los R^2 fueron relativamente bajos (0,53, 0,30 y 0,45 para 0-5, 5-20 y 0-20 cm, respectivamente).

Se ha comprobado que el NAN se relaciona con la EA (Domínguez *et al*., 2016; García *et al*., 2018). Además, la EA depende, por un lado del contenido de COT y de COP (Agostini *et al*., 2012, García *et al*., 2018) y por el otro, de la estabilidad de los MACRO. Ésta, a su vez, depende de su concentración de COP (Studdert, 2014) y de NAN (*i.e.* NAN MACRO). Por lo tanto, es factible esperar que el NAN MACRO se relacione con la EA y con el COT y el COP en la masa total del suelo. Se observó que el NAN MACRO se relacionó positivamente con el COT y el COP en la masa total del suelo (Figura 4). Los R^2 de las relaciones entre NAN MACRO y COT fueron 0,87, 0,57 y 0,73 para 0-5, 5-20 y 0-20 cm, respectivamente, y los de las relaciones entre NAN MACRO y COP fueron 0,83, 0,45 y 0,69, respectivamente. El CDMP se relacionó negativamente con el NAN MACRO (Figura 5, con R^2 0,69, 0,55 y 0,67 de 0-5, 5-20 y 0-20 cm, respectivamente).

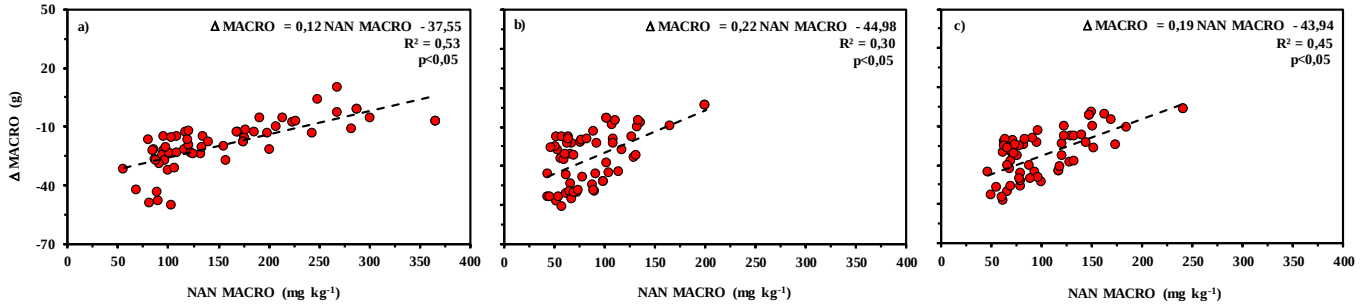


Figura 3: Cambio de masa entre mojado violento y mojado por capilaridad (Δ) de macroagregados de 250-8000 µm (ΔMACRO) en función del nitrógeno mineralizado en anaerobiosis en la fracción de macroagregados (NAN MACRO) para las profundidades de 0-5 (a), 5-20 (b) y 0-20 cm (c).

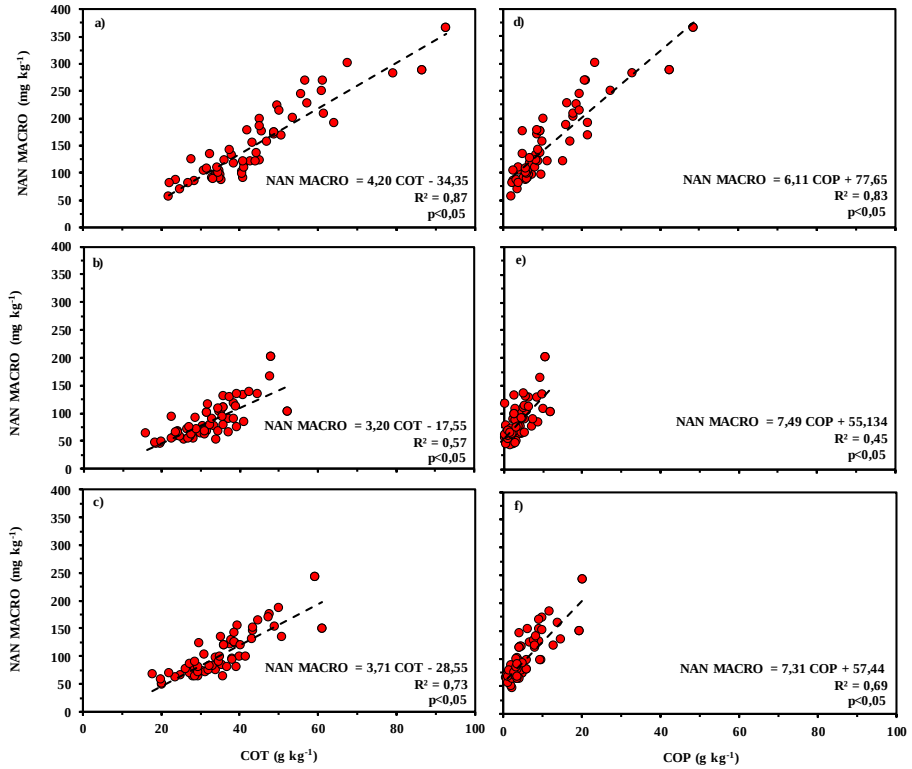


Figura 4: Regresiones entre nitrógeno mineralizado en anaerobiosis en agregados de 250-8000 µm (NAN MACRO) y carbono orgánico total (COT) (a, b, c) y carbono orgánico particulado (COP) (d, e, f) de 0-5 (fila superior), 5-20 (fila del centro) y 0-20 cm (fila inferior) de profundidad.

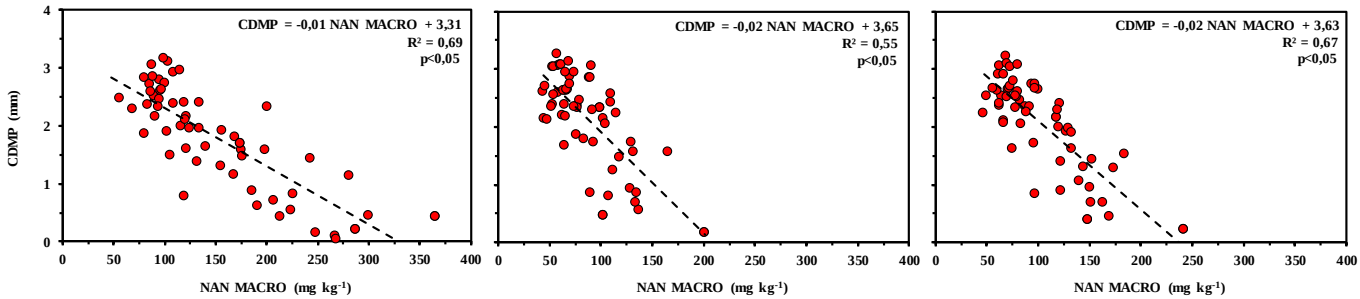


Figura 5: Regresiones entre cambio de diámetro medio ponderado (CDMP) y nitrógeno mineralizado en anaerobiosis en agregados de 250-8000 µm (NAN MACRO) de 0-5 (a), 5-20 (b) y 0-20 cm (c) de profundidad.

El NAN MACRO se relacionó con el COT, el COP y la EA en la masa total del suelo y, por lo tanto, podría ser indicador de éstas propiedades y de otras relacionadas a ellas, pudiéndoselo utilizar como ISE. No obstante, el NAN MACRO no presentó mayor sensibilidad (*i.e.* tasa de cambio de la variable) que el NAN en la masa total del suelo por

unidad de cambio de COT ó COP (Tabla 2). Asimismo, los cambios en CDMP por unidad de cambio de NAN y de NAN MACRO (Tabla 3) no fueron estadísticamente diferentes ($p<0,05$). Las pendientes de las regresiones de NAN en masa total en función de COT y COP (Tabla 2, tomadas de García *et al*., 2018), no fueron significativamente diferentes a las de NAN MACRO en función de COT y COP para las profundidades de 0-5, 5-20 y 0-20 cm (Tabla 2, Figura 4). Asimismo, las pendientes de CDMP en función de NAN en masa total (Tabla 3, tomadas de García *et al*., 2018) no fueron estadísticamente diferentes a las de CDMP en función de NAN MACRO para 5-20 y 0-20 cm de profundidad (Tabla 3, Figura 5). No se realizaron comparaciones entre las pendientes de las regresiones de CDMP en función de NAN en masa total y en función de NAN MACRO de 0-5 cm, debido a que se ajustaron modelos diferentes (modelo lineal plateu y regresión lineal simple para CDMP en función de NAN en masa total y de NAN MACRO, respectivamente). Asimismo, en general, las relaciones entre NAN MACRO y COT, COP (de 0-5, 5-20 y 0-20 cm de profundidad, Tabla 2) y CDMP (de 5-20 y 0-20 cm de profundidad, Tabla 3), no mostraron mejores ajustes que las de NAN en la masa total del suelo con dichas variables. Si bien se esperaba que el NAN MACRO fuera un ISE más sensible que el determinado en la masa total del suelo, resultó ser igual de sensible que éste. Esto puede deberse a que el NAN MACRO se relaciona con el NAN en la masa total del suelo. Se observaron regresiones lineales positivas entre NAN MACRO y NAN en masa total (con R^2 de 0,88, 0,73 y 0,88 para 0-5, 5-20 y 0-20 cm, respectivamente, Figura 6). Ésto indica que tanto NAN en la masa total como NAN MACRO podrían ser utilizados de manera indistinta como ISE. Sin embargo, desde el punto de vista práctico, es más sencillo realizar NAN en la masa total del suelo que realizarlo en MACRO, ya que este último presenta mayor complejidad experimental e insume más tiempo. Gregorutti *et al*. (2013) reportaron resultados similares para otros suelos. Estos autores observaron una estrecha relación entre el NAN en la masa total del suelo y el NAN MACRO, indicando que una gran proporción de la fracción orgánica de N considerada por NAN determinado en la masa total del suelo, está protegido en los MACRO. Por ello, es imprescindible adaptar prácticas de manejo que procuren mantener o mejorar la estructura de los suelos y con ello su salud.

Tabla 2: Coeficientes de determinación (R^2) y pendientes de las regresiones: i) nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN) vs. carbono orgánico total (COT) y carbono orgánico particulado (COP) en la masa total del suelo (tomados de García *et al*., 2018), y ii) NAN en agregados de 250-8000 μm (NAN MACRO) vs. COT y COP en la masa total del suelo de 0-5, 5-20 y 0-20 cm de profundidad.

Profundidad	**R^2**				**Pendientes** (mg kg^{-1}/g kg^{-1})			
	NAN vs		**NAN MACRO vs**		**NAN vs**		**NAN MACRO vs**	
	COT	**COP**	**COT**	**COP**	**COT**	**COP**	**COT**	**COP**
0-5 cm	0,83	0,82	0,87	0,83	3,44	5,13	4,20	6,11
5-20 cm	0,58	0,54	0,57	0,45	2,65	6,75	3,20	7,49
0-20 cm	0,72	0,74	0,73	0,69	3,01	6,22	3,71	7,31

Tabla 3: Coeficientes de determinación (R^2) y pendientes de las regresiones: i) cambio de diámetro medio ponderado (CDMP) vs. nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN) en la masa total del suelo (tomados de García *et al*., 2018), y ii) CDMP vs. NAN en agregados de 250-8000 μm (NAN MACRO) de 5-20 y 0-20 cm de profundidad.

Profundidad	**R^2**		**Pendientes** (mm/mg kg^{-1})	
	CDMP vs NAN	**CDMP vs NAN MACRO**	**CDMP vs NAN**	**CDMP vs NAN MACRO**
5-20 cm	0,59	0,55	-0,02	-0,02
0-20 cm	0,71	0,67	-0,02	-0,02

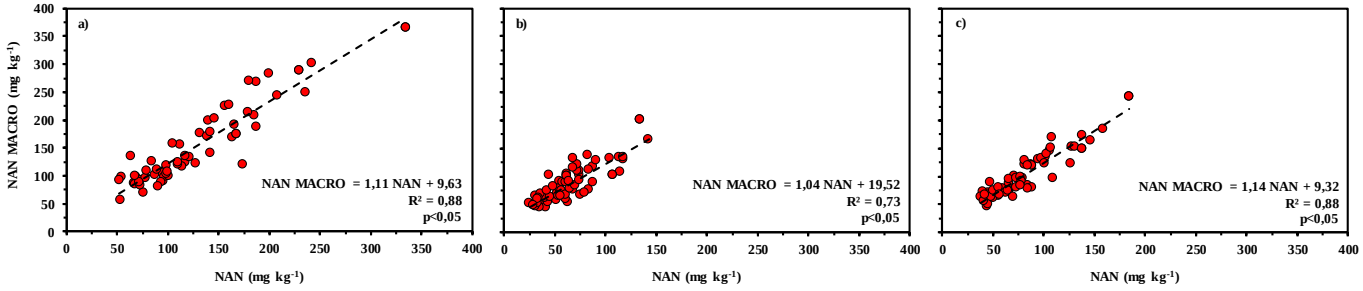


Figura 6: Regresiones entre nitrógeno mineralizado en anaerobiosis (NAN) en agregados 250-8000 μm (NAN MACRO) y NAN en la masa total del suelo en 0-5 (a), 5-20 (b) y 0-20 cm (c) de profundidad.

CONCLUSIONES

Se reunieron evidencias suficientes para rechazar la hipótesis planteada. El NAN MACRO se relacionó positivamente con el COT, el COP y con la EA y, por lo tanto, podría ser un indicador de estas propiedades y de otras relacionadas a ellas en suelos del Centro-Sudeste Bonaerense con diferentes texturas e historias de manejo. Sin embargo, el NAN MACRO no presentó mayor sensibilidad que el determinado en la masa total del suelo. Por lo tanto, el NAN MACRO no presenta un desempeño sustancialmente mejor como ISE que el NAN en la masa total del suelo. Además, considerando que es un parámetro más difícil de determinar, no resulta ser más adecuado que el NAN en la masa total para monitorear el estado de salud de los suelos. No obstante, es necesario profundizar el análisis estadístico de los datos, así como discriminar entre situaciones de manejo y textura, e incluso ampliar el espectro de características edáficas, a los fines de corroborar estos resultados.

AGRADECIMIENTOS

La información de este trabajo es parte de la Tesis de Doctorado en Ciencias Agrarias en curso de la primera autora. Este trabajo fue financiado con subsidios de FONCyT (PICT 2012-1092) y de la Universidad Nacional de Mar del Plata (AGR518/16 y AGR536/17) y del INTA (PNCyO 1127032).

BIBLIOGRAFÍA

- Agostini, MA; GA Studdert & GF Domínguez. 2012. Relación entre el cambio en el diámetro medio de agregados y el carbono orgánico y sus fracciones. Actas XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata, Argentina. Abril de 2012. En CD.
- Aparicio, VC & JL Costa. 2007. Soil quality indicators under continuous cropping systems in the Argentinean Pampas. Soil Till. Res. 96:155-165.
- Domínguez, GF; GV García; GA Studdert; MA Agostini; SN Tourn & MN Domingo. 2016. Is anaerobic mineralizable nitrogen suitable as soil quality/health indicator? Spanish J. Soil Sci. 6:82-97.
- Doran, JW & TB Parkin. 1996. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: Doran, JW & AJ Jones (eds.) Methods for assessing soil quality. Pp. 25-37. Soil Sci. Soc. Am.; Madison, Wisconsin, EEUU. SSSA Special Publication Nº 49.
- Echeverría, HE; NF San Martín & R Bergonzi. 2000. Métodos rápidos de estimación de nitrógeno potencialmente mineralizable en suelos. Ciencia del Suelo 18:9-16.
- García, GV; GA Studdert; MN Domingo & GF Domínguez. 2016. Nitrógeno mineralizado en anaerobiosis: relación con sistemas de cultivo de agricultura continua. Ciencia del Suelo. 34:127-138.
- García GV; GA Studdert, S San Martino; N Wyngaard; NI Reussi Calvo & F Covacevich. 2018. Nitrógeno mineralizado en anaerobiosis como indicador de la estabilidad de agregados. Actas XXVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo; Tucumán, Argentina, Mayo 2018. En CD.
- Gregorutti, VC; LE Novelli; RJM Melchiori; MV Ormaechea & OP Caviglia. 2013. Nitrógeno incubado en anaerobiosis y su relación con el nitrogeno orgánico en diferentes fracciones. Ciencia del suelo 31:1-11.
- Mandiola, M; GA Studdert; GF Domínguez & CC Videla. 2011. Organic matter distribution in aggregate sizes of a molisol under contrasting managements. Journal of Soil Science and Plant Nutrition. 11:41-57.
- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R- project.org/.
- Roldán, MF; GA Studdert; CC Videla; S San Martino & LI Picone. 2014. Distribución de tamaño y estabilidad de agregados en molisoles bajo labranzas contrastantes. Ciencia del Suelo. 32:247-257.
- Studdert, GA. 2014. Materia orgánica y sus fracciones como indicadores de uso sustentable de suelos del Sudeste Bonaerense. Actas XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mesa Redonda: La materia orgánica como un indicador de calidad del suelo. Bahía Blanca, Buenos Aires, 5 al 9 de mayo de 2014. En CD.
- Studdert, GA; GF Domínguez; MC Zagame & JC Carabaca. 2015. Variación estacional de carbono orgánico particulado y nitrógeno anaeróbico. Ciencia del Suelo. 33:65-78.

C4P59. TRATAMIENTO DE AGUA BICARBONATADA SODICA UTILIZADA PARA RIEGO SOBRE UN SUELO DEL SUDOESTE BONAERENSE

García, Ramiro. J[1]; Suñer, Liliana.[1 y 2]; Goñi, Leandro.[1]; Sarti, Martin[1] y Laurent, Gabriela.[1].

[1] Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur, San Andrés 800, 8000 Bahía Blanca. [2] Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC) – CERZOS ramio.garcia@uns.edu.ar

RESUMEN

La zona Sudoeste de la provincia de Buenos Aires posee condiciones ecológicas aptas para el cultivo del olivo, que incrementan considerablemente su producción si se aplica riego. Las aguas que predominan en el área centro sur de la provincia de Buenos Aires son bicarbonatadas sódicas, lo que obliga adoptar prácticas de riego que permitan alcanzar un balance salino favorable. El objetivo de este trabajo fue anticipar el manejo del riego más adecuado en un suelo del sudoeste bonaerense para ser aplicado en olivos. Se aplicaron los siguientes tratamientos: I: suelo; II: suelo con aplicación de yeso en superficie, a cada uno de estos tratamientos se les aplicó riego con: a- agua de riego (de la napa); b- agua de riego + más ácido fosfórico; c- agua de riego más ácido sulfúrico. El suelo utilizado tenía un PSI de 12, una capacidad de intercambio catiónico y una concentración de Na^+ intercambiable de (22 y 2 me.100g^{-1}) respectivamente. Luego de someter el suelo a los distintos tratamientos de riego, el porcentaje de sodio intercambiable (PSI) no presentó diferencias significativas con el agregado de yeso. Sin embargo, presentó diferencias significativas con el agregado de ácido, tanto fosfórico como sulfúrico. Los datos evaluados en el presente trabajo destacan que la adición de yeso no produjo diferencias en el PSI, pero sí la adición de ácidos, lo que permitiría anticipar que el manejo del riego con adición de ácido a este tipo de aguas es una alternativa viable para el riego de estos suelo del sudoeste bonaerense. Este procedimiento es compatible con el contenido salino de las aguas utilizadas y con las condiciones climáticas del área, permitiendo el mantenimiento de una agricultura sostenible para la región

Palabras claves: sodicidad, sostenibilidad, olivo

INTRODUCCIÓN

La zona Sudoeste de la provincia de Buenos Aires posee condiciones ecológicas aptas para el cultivo del olivo, que incrementa considerablemente su producción si se lo riega en momentos fenológicos críticos o en años de baja pluviometría (Pastor *et al*., 1999). Esto ha sido tenido en cuenta por productores locales en la implantación de nuevos olivares, alentados por la presencia en la región de agua subterránea de fácil extracción mediante perforaciones poco profundas (Paoloni & González U., 2005) de bajo caudal, pero con tenores salinos considerados medios y altos, con el consiguiente riesgo que conlleva su utilización en el cultivo. La mayoría de los suelos irrigados en el mundo están expuestos al peligro de la salinización o sodificación y estimaciones de la FAO (1975) indican que más del 50% de estas tierras han sido dañadas por salinización secundaria. La calidad del agua es esencial para la producción exitosa de cultivos, esta afecta tanto a los rendimientos de los mismos como a las características físicas del suelo, incluso si todas las demás condiciones y prácticas de producción son favorables.

Las aguas que predominan en el área centro sur de la provincia de Buenos Aires, que incluye el partido de Coronel Dorrego, están clasificadas como C3S3 (aguas altamente salinas y altas en sodio) según Richards (1954) y presentan valores de conductividad eléctrica entre 0,75 a 2,25 dS m^{-1} y de relación de adsorción de sodio (RAS) entre 11 y 18 (Baez, 1999). Aguas de estas características obligan generalmente a estudiar anticipadamente potenciales riesgos para el suelo y adoptar prácticas de riego que permitan alcanzar un balance salino favorable.

La cantidad de sal que se acumula en el suelo depende en gran medida del contenido salino del agua de riego, de la cantidad de agua aplicada y de que una cantidad adicional de agua, ya sea de riego o de lluvia, lixivie las sales de la zona efectiva de raíces (Rhoades & Halvorson, 1977). En nuestro caso un tema a dilucidar lo constituye el movimiento del agua frente a la barrera petrocálcica ya sea por su lenta infiltración o su escurrimiento subsuperficial.

Teniendo presente que el empleo de agua salina para riego altera las condiciones del suelo, afectando por ende el crecimiento y productividad de las plantas, para hacer un uso inteligente de tales aguas se entiende entonces como necesario, un conocimiento adecuado del sistema suelo-agua-planta. Por otro lado, para evitar el efecto pernicioso del sodio sobre una plantación de olivos es frecuente añadir calcio al suelo y así irrigar sin consecuencias negativas.

El objetivo de este trabajo fue evaluar la conveniencia o limitaciones del agua que se pretende usar para riego agrícola y determinar el posible manejo del riego en un suelo del sudoeste bonaerense para ser aplicado en olivos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Suelo

El suelo utilizado para este estudio procedió de una plantación de olivos de 50 años de edad, que se encuentra ubicada en las cercanías de la localidad de Faro, en el partido de Coronel Dorrego, Pcia. de Buenos Aires. Se trata de un perfil somero, clasificado como Paleudol petrocálcico, de entre 60 y 80 cm de profundidad que descansa sobre una capa de tosca (Teruel & Castelli, 2007).

Agua

El agua utilizada en este análisis tiene una conductividad eléctrica (CE) de 2,1 $dS.m^{-1}$ y una RAS de 13,8; se clasifica como S3C3, agua altamente salina y alta en sodio (Richards, 1954) o bien como C2S2 de mediana salinidad y sodicidad (Ayers & Westcot, 1976). El análisis permite establecer que predominan los bicarbonatos, por lo que existiría la tendencia del calcio y del magnesio a precipitar en forma de carbonatos a medida que la solución del suelo se vuelve más concentrada.

Tratamientos

Se aplicaron los siguientes tratamientos: I: suelo; II: suelo con aplicación de yeso en superficie, a cada uno de estos tratamientos se les aplicó riego con: a- agua de riego (de la napa); b-agua de riego + más ácido fosfórico; c- agua de riego más ácido sulfúrico. Para cada réplica se introdujo 20 g de suelo en un tubo cilíndrico (3 cm de diámetro y 12 cm de longitud). El tubo tenía una malla permeable en el extremo inferior para permitir el escurrimiento y evitar la pérdida de suelo. A dicho suelo se le aplicó el riego correspondiente. Teniendo en cuenta que el requerimiento hídrico del olivo en el ciclo del cultivo es de 111 mm $agua.ha^{-1}$; la eficiencia del gotero es de un 90% y la lluvia media en la región 600 $mm.ha^{-1}$ se realizaron los cálculos y se determinó que el riego deficitario para completar el requerimiento hídrico debería ser de 85 mL.

Se determinó la CE en extracto de saturación y Na^+ intercambiable, según las técnicas recomendadas por el Manual para el Diagnóstico y Rehabilitación de Suelos Salinos y Sódicos (Richards, 1954). Se determinó el PSI como el cociente entre la concentración de Na^+ de intercambio y la Capacidad de intercambio catiónico (CIC) por desplazamiento con acetato de amonio y posterior valorazación del sodio.

Análisis estadísticos

Se realizó la evaluación de los resultados mediante el análisis de la varianza, las diferencias entre medias de tratamientos fueron determinadas mediante el test de Fisher ($p < 0,05$). Se utilizó el programa InfoStat.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El suelo utilizado tenía un PSI de 12, una CIC de 22 y una concentración de Na^+ intercambiablede 2 (Tabla 1).

Tabla 1: Valores de porciento de sodio intercambiable, capacidad de intercambio catiónico y sodio en el suelo estudiado

PSI %	CIC $me.100g^{-1}$	Na^{+} $me.100g^{-1}$
12	22	2

Luego de someter el suelo a los distintos tratamientos de riego, el porcentaje de sodio intercambiable no presentó diferencias significativas con el agregado de yeso. Sin embargo, presentó diferencias significativas con el agregado de ácido, tanto fosfórico como sulfúrico (Figura 1). Sin embargo, el ácido fosfórico fue el que presentó menores valores de CE en el extracto de saturación (datos no presentados).

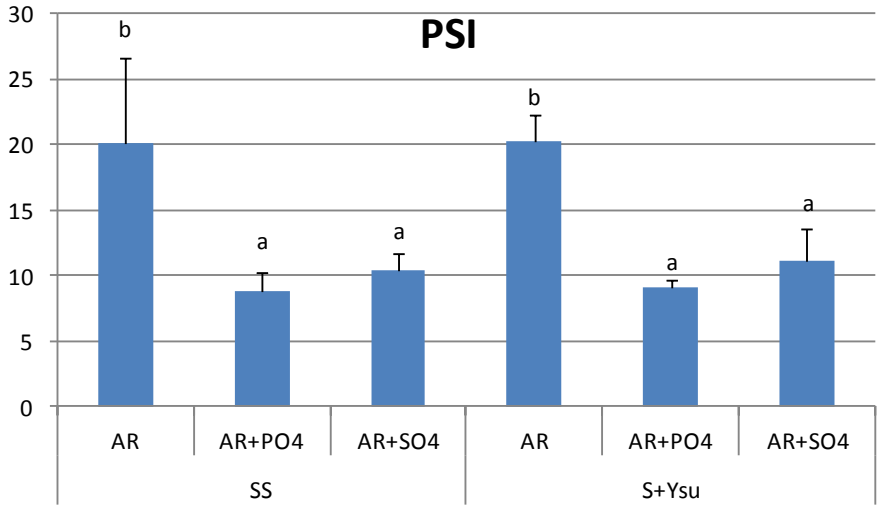


Figura 1: Porciento de sodio intercambiable de un suelo regado con agua de riego (AR), agua de riego + ácido fosfórico ($AR + PO_4^{+3}$) y agua de riego + ácido sulfúrico ($AR + SO_4^{-2}$).

CONCLUSIONES

Los datos evaluados en el presente trabajo destacan que la adición de yeso no produjo diferencias en el PSI, pero sí con la adición de ácidos, lo que permitiría anticipar que el manejo del riego con adición de ácido es una alternativa viable en el suelo del sudoeste bonaerense estudiado. Este procedimiento es compatible con el contenido salino de las aguas utilizadas y con las condiciones climáticas del área, permitiendo el mantenimiento de una agricultura sostenible para la región.

AGRADECIMIENTOS

Secretaría General de Ciencia y Tecnología de la Universidad Nacional del Sur por los subsidios otorgados.

BIBLIOGRAFÍA

- Ayers, RS & DW Wescot. 1987. La calidad del agua en la agricultura. Estudio FAO: Riego y Drenaje. Roma. N° 29 (Rev.1) 173 p.
- Báez, A. 1999. Fuente, calidad y cantidad de agua para riego en el área de la CEI Barrow. En: Efecto de la calidad del agua de riego sobre las propiedades del suelo. Monografía presentada como requisito para optar al

grado académico de Especialista en Producción Vegetal, Facultad de Ciencias Agrarias, Univ. Nac. de Mar del Plata, Est. Exp. Agrop. INTA Balcarce, 56pp

- FAO. 1975. Prognosis and salinity and alcalinity. Report of the Expert Consultation on Prognosis of Salinity and Alkalinity. FAO, Roma. 268pp.
- Paoloni, JD & M González Uriarte. 2005. Geoambiente y evaluación de las aguas freáticas del Partido de Coronel Dorrego (Provincia de Buenos Aires). Edit. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca. 108pp.
- Pastor, M; J Castro; MJ Mariscal; V. Vega & F Orgaz. 1999. Respuestas del olivar tradicional a diferentes estrategias y dosis de agua de riego. Investigación Agraria: Producción Vegetal 14 (3): 393-404.
- Rhoades, JD & AD Halvorson. 1977. Electrical conductivity methods for detecting and delineating saline seeps and measuring salinity in Northern Great Plains Soils. Agricultural Research Service. U.S. Department of Agriculture, USA, 45pp.
- Richards, LA. 1954. Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. Manual de Agricultura Nº 60. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América. 171pp.
- Teruel, E & L Castelli. 2007. Caracterización de tres suelos y determinación de parámetros para riego por goteo en el partido de Coronel Dorrego. Trabajo final de Técnico Superior en Suelos y Aguas. Dpto. de Agronomía, UNS, 89pp.

C4P60. LA INCLUSIÓN DE CULTIVOS DE SERVICIO PARA USO FORRAJERO ¿AFECTA EL CARBONO DE SUELO?

Girard, Rodrigo; Eclesia, Roxana P.; Ojeda, Jonathan J.; Piñeiro, Gervasio y Caviglia, Octavio

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, EEA Paraná. Ruta N° 11 Km 12,5. Oro Verde, Entre Ríos.
eclesia.roxana@inta.gob.ar

RESUMEN

La inclusión de cultivos de servicio (CS) para forraje en secuencias dominadas por soja (*Glycine max [L.]* Merr.) permite reducir las pérdidas de carbono en la materia orgánica de suelo (C-MOS) en comparación al monocultivo. Este trabajo evaluó CS en secuencia con soja sobre la dinámica de C-MOS. Se utilizaron como CS melilotus (*Melilotus albus* Medik.) y raigrás (*Lolium multiflorum* Lam.), mientras que se mantuvo el barbecho como testigo. Así, las secuencias evaluadas fueron: melilotus/soja (Mel/Sj), raigrás/soja (Rg/Sj) y barbecho/soja (Bcho/Sj). Se sometió a los CS a tres intensidades de defoliación mecánica: alta (AI), baja (BI) y sin corte (SC). El experimento se llevó a cabo en INTA EEA Paraná, Entre Ríos (31°49'S; 60°32'O), durante tres años en el cual se analizó la producción de biomasa aérea y radical de las secuencias. Asimismo, se fraccionó la C-MOS en particulada (MOP) y asociada a minerales (MOAM) y se analizó el contenido de C en cada fracción. Mediante técnicas isotópicas de ^{13}C se diferenció el C nuevo formado a partir de los residuos de los cultivos (C_n) del C inicial remanente (C_r). El C_n-MOP en Rg/Sj, fue ~30 % y ~ 60 % superior que en Mel/Sj y Bcho/Sj, respectivamente. No se encontraron diferencias en los contenidos de C-MOS o Cn por efecto del corte. La biomasa radical de las secuencias se asoció directamente al contenido de C-MOP y C_n-MOP. La inclusión de CS redujo el 50 % de la pérdida de C-MOS durante el periodo evaluado. Los resultados demostraron que la inclusión de CS con objetivo forrajero sería una alternativa clave para reducir las pérdidas de C-MOS en secuencias dominadas por soja.

Palabras claves: raíces, stock de C, materia orgánica particulada, secuencias, sistemas mixtos

INTRODUCCIÓN

La tendencia hacia la agricultura continua y al monocultivo en los actuales sistemas de producción agropecuaria de la región Pampeana, representa un importante desafío para la sustentabilidad de los mismos. En la actualidad, los sistemas agrícolas predominantes en esta región se basan principalmente en la producción de cultivos estivales, con alta frecuencia de soja (*Glycine max* L.) (Viglizzo *et al.*, 2011). En este contexto, los cultivos invernales utilizados como cultivos de cobertura o de servicio (CS), surgen como una herramienta que permite conservar o mejorar la calidad de suelo en esquemas de agricultura continua (Komatsuzaki & Ohta, 2007). Sin embargo, su utilización no es una práctica común en la región. En éste sentido, una manera de promover su adopción podría ser la posibilidad de aprovechar los CS para uso forrajero, lo cual generaría un retorno económico extra al sistema.

La materia orgánica del suelo (MOS), y el carbono (C) como uno de sus principales componentes, han sido ampliamente utilizados como indicadores de calidad de suelo y de la sustentabilidad de los agro-ecosistemas (Viglizzo & Jobbágy, 2010). Asimismo, diferentes estudios destacan la importancia de la biomasa radical en la formación del carbono de la materia orgánica del suelo (C-MOS) debido a que la humificación de la biomasa radical es mayor que la de la biomasa aérea (Rasse *et al.*, 2005; Kong & Six, 2010). En éste sentido, es probable que la exportación de residuos aéreos para aprovechamiento forrajero no implique reducciones en los contenidos o en la formación de C-MOS.

Estudios previos han reportado que la cantidad de C que efectivamente ingresa al suelo depende de la productividad primaria neta de la vegetación, de su calidad (*i.e.*, relación C/N y composición bioquímica) y de la proporción de biomasa destinada a raíces u otros órganos subterráneos (Bolinder *et al.*, 2007; Piñeiro *et al.*, 2010). En este sentido, para iguales cantidades de biomasa, la mayor C/N de las gramíneas en relación a las leguminosas podría favorecer el ingreso de C al suelo, especialmente en secuencias con alta frecuencia de soja y sin inclusión de gramíneas estivales. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la inclusión y tipo de CS (leguminosa o gramínea) y su combinación con el corte y exportación de la biomasa aérea, sobre la dinámica de diferentes fracciones del C-MOS, en una secuencia con soja.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción general y diseño del experimento

El experimento se instaló en abril de 2013 y fue conducido hasta abril de 2016 en la Estación Experimental Agropecuaria (EEA) Paraná del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA, 31°49'S; 60°32'O), provincia de Entre Ríos. El mismo se instaló sobre un suelo Vertisol, Cromuderte Árgico de la serie Febré (Plan Mapa de Suelos, 1998). El cultivo previo a instalar el ensayo fue maíz (*Zea mays* L.), que provenía de 10 años con una secuencia trigo (*Triticum aestivum* L.)/Soja-Maíz. El clima de la región es templado húmedo, con una precipitación media anual de ~1000 mm y una temperatura media anual de ~18,3 °C (Plan Mapa de Suelos, 1998). Los tratamientos surgieron de la interacción del tipo de CS y la altura de corte del mismo. El efecto del antecesor en la secuencia se testeó tomando el barbecho como testigo. Así, las secuencias evaluadas fueron: melilotus/soja (Mel/Sj), raigrás/soja (Rg/Sj) y barbecho/soja (Bcho/Sj). Mientras que los tratamientos de corte en los CS fueron: alta intensidad con corte a 6 cm (AI), baja intensidad con corte a 12 cm (BI) y sin corte (SC). El material cortado fue exportado de la parcela. Los cultivos fueron fertilizados anualmente con P (≈40 kg P_2O_5 ha^{-1}) y N (100 Kg N ha^{-1}, en el caso de las gramíneas). El diseño experimental consistió en parcelas divididas con estructura de parcelas en bloques completamente aleatorizado con tres repeticiones.

Muestreo de suelo y vegetación

Se tomaron muestras de suelo al inicio del experimento (abril de 2013) y luego de tres años (abril 2016) a diferentes profundidades de suelo (0-5, 5-10, 10-20 y 20-30 cm) utilizando un calador de 2 cm de diámetro. En forma simultánea se extrajeron muestras con cilindro de 54,29 cm^3 para estimar densidad aparente (Da). Hacia el final del ciclo de los CS y de la soja se tomaron muestras de la biomasa vegetal (aérea y radical).

Fraccionamiento del C-MOS y estimaciones de su dinámica

Las muestras de suelo se secaron al aire y se tamizaron por malla de 2 mm. Se realizó un fraccionamiento físico del suelo por tamaño (Cambardella and Elliott, 1992) donde se obtuvo la fracción arena (que incluyó la fracción C-MOP) y arcilla + limo (que incluyó la fracción C-MOAM), ambas fracciones componen la MOS. Debido a que el suelo utilizado fue un Vertisol con presencia de carbonatos, se realizó una eliminación de los mismos en cada fracción, utilizando 0,5 M de HCl y lavando con agua destilada los residuos del ácido.

Cada fracción de suelo y biomasa fueron acondicionadas para su posterior análisis de concentración de C y abundancia natural de isótopos de ^{13}C. Para ello, las muestras fueron enviadas al laboratorio de Isótopos Estables (DEVIL) de la Universidad de Duke (USA). A partir de los datos de concentración de C y la Da, se estimó el stock de C para cada fracción del C-MOS. A partir de la abundancia natural de ^{13}C, se estimó la señal isotópica al inicio del experimento en 2013 ($\delta^{13}C_i$) y al final del mismo en 2016 ($\delta^{13}C_f$) para cada fracción y de suelo, también en las muestras de biomasa ($\delta^{13}C_v$). Se utilizaron ecuaciones de mezclado para la estimación del carbono nuevo (Cn, ecuación 1) formado en el C-MOS y en el C-MOP y por diferencia en el C-MOAM. Asimismo, se estimó el carbono original remanente (C_r, ecuación 2) y la tasa de descomposición (*k*, ecuación 3).

$$Cn\ (\%) = \frac{\delta f - \delta i}{\delta v - \delta i} * 100 \qquad (1) \qquad C_r = (100\text{-}C_n)/100 * C_f \qquad (2) \qquad k = \frac{-\ln \frac{Cr}{Ci}}{t} \qquad (3)$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las secuencias que incluyeron CS presentaron mayor contenido de C respecto a la secuencia Bcho/Sj, mientras que en todas las secuencias se observaron reducciones respecto al stock inicial, siendo significativas sólo en la secuencia Bcho/Sj (Tabla 1). Por otra parte, no se observaron diferencias en el contenido de C-MOP y C-MOAM por efecto del corte y exportación de la biomasa aérea de los CS, obteniendo, luego de tres años de experimento, valores similares tanto para el CS que aportó toda la biomasa (SC), como en aquel cultivo en que se exportó el 90% de la biomasa aérea (AI).

Tabla 1: Stock de C (± error estándar, EE) en la materia orgánica particulada (C-MOP), asociada a minerales (C- MOAM) y total (C-MOS) de 0-5, 5-10, 10-20 y 20-30 cm de profundidad de suelo para tres secuencias continuas de cultivo de servicio/soja (melilotus/soja, raigrás/soja, barbecho/soja) luego de 3 años desde el inicio del experimento.

			Secuencias de cultivos		
	Prof. (cm)	Inicial	Melilotus/Soja	Raigrás/Soja	Barbecho/Soja
C-MOP (Mg ha^{-1})	0-5	1,33 ± 0,10	1,12 ± 0,04 a	1,19 ± 0,25 a	0,74 ± 0,10 a§
	5-10	0,49 ± 0,15	0,27 ± 0,04 a	0,35 ± 0,09 a	0,23 ± 0,04 a
	10-20	0,48 ± 0,06	0,48 ± 0,13 a	0,26 ± 0,03 a	0,31 ± 0,07 a
	20-30	0,55 ± 0,02	0,50 ± 0,04 a	0,52 ± 0,10 a	0,25 ± 0,08 a§
	0-30	**2,85 ± 0,15**	**2,38 ± 0,23 a**	**2,32 ± 0,34 a**	**1,53 ± 0,06 a****
C-MOAM (Mg ha^{-1})	0-5	14,97 ± 0,90	13,17 ± 0,51 a	14,05 ± 0,45 a	12,77 ± 1,06 a§
	5-10	12,45 ± 0,34	11,80 ± 0,35 a	11,28 ± 0,27 a	10,33 ± 0,39 b
	10-20	25,29 ± 1,45	22,73 ± 1,51 a	21,85 ± 0,91 a	18,19 ± 1,52 a**
	20-30	23,50 ± 1,29	21,03 ± 1,25 a	22,04 ± 2,67 a	16,77 ± 1,10 a§
	0-30	**76,21 ± 2,15**	**68,73 ± 3,11 a***	**69,23 ± 3,64 a**	**58,07 ± 3,39 a****
C-MOS (Mg ha^{-1})	0-5	16,29 ± 0,48	14,29 ± 0,70 a	15,24 ± 2,51 a	13,51 ± 1,04 a§
	5-10	12,94 ± 0,33	12,08 ± 0,35 a§	11,63 ± 1,00 a	10,56 ± 0,41 b§
	10-20	25,77 ± 1,44	23,21 ± 0,88 a	22,11 ± 0,30 a	18,51 ± 1,59 a**
	20-30	24,06 ± 1,24	21,53 ± 2,77 a	22,56 ± 3,79 a	17,02 ± 1,15 a§
	0-30	**79,06 ± 2,94**	**71,10 ± 3,83 a§**	**71,54 ± 5,11 a**	**59,60 ± 3,37 a****

Letras distintas en una misma fila indican diferencias significativas entre secuencias para el mismo estrato de suelo según test de Tukey ($\alpha<0,05$). Los símbolos *($p<0,05$), **($p<0,01$), §($p<0,1$) indican cambios significativos en el C final respecto al C inicial para cada secuencia según test de Tukey ($\alpha<0,05$).

Se encontraron diferencias de Cn formado (0-30 cm) a partir de las distintas secuencias (Fig. 1), aunque no hubo efecto significativo por efecto del nivel de corte ($p>0,05$). Por otro lado, no hubo diferencias en el Cr de los diferentes tratamientos. La inclusión de raigrás aumentó la formación de C en mayor medida respecto a la secuencia que incluyó melilotus, mientas que la secuencia Bcho/Sj presentó los menores valores de formación de C (Fig. 1). Al cabo de 3 años del experimento, los contenidos de Cn-MOP (0-30 cm) oscilaron entre 0,82 y 1,37 Mg ha^{-1} para las secuencias Bcho/Sj y Rg/Sj respectivamente, mientras que el Cn-MOS varió entre 2,52 y 3,82 Mg ha^{-1} para las secuencias Bcho/Sj y Rg/Sj respectivamente. El Cn-MOP formado en la secuencia Rg/Sj, fue 30 % superior a la secuencia Meli/Sj (~0,3 Mg ha^{-1}) y 60 % superior a la secuencia Bcho/Sj (~0,55 Mg ha^{-1}) ($p<0.05$). El Cn-MOAM mostró tendencia a aumentar con CS aunque sin diferencias significativas ($p=0.08$) (Fig. 1). A pesar de que no hubo diferencia en el Cr entre las secuencias de cultivo ni en la tasa de descomposición (*k*), se observó una tendencia a preservar el C remanente original en la secuencia Mel/Sj y a descomponerlo mayormente en la Bcho/Sj (Fig. 1).

Esto sugiere que la secuencia que incorporó más C a su vez lo descompuso a mayor tasa. En efecto, pueden ocurrir aumentos en el C-MOS asociados a aportes de biomasa con alta C/N debido a su baja tasa de descomposición, pero también disminuciones debido a que se estimula la descomposición del Cr formado previamente (Pinto *et al.* 2016; Quirós-Herrera *et al.* 2006). En este sentido, la mayor relación C/N de los residuos de la gramínea (raigrás ~40 y melilotus ~15) podría estar conduciendo a un "priming effect". Este efecto se genera debido al aumento de requerimientos de N por parte de los microorganismos, estimulando a una mayor descomposición del C-MOS (Kuzyakov et al., 2000; Mazzilli et al., 2014). En este sentido, la inclusión de leguminosas como CC (*e.g.* melilotus) permitiría incorporar N al suelo con el objetivo de generar un balance entre los aportes de C y N (Balota *et al.*, 2014). A pesar de que no se detectaron diferencias de stock de C entre ambos CS, posiblemente las diferencias observadas en la dinámica de C tengan implicancias en los stocks de C hacia el mediano y largo plazo.

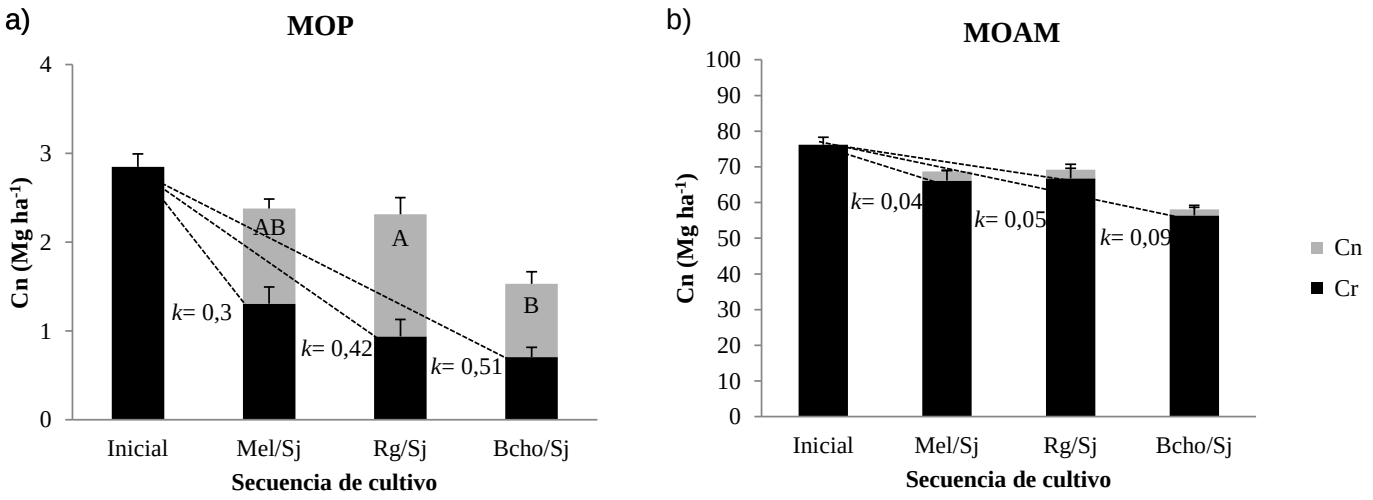


Figura 1: Carbono nuevo (C_n) y remanente (C_r) en a) la materia orgánica particulada (MOP) y b) asociada a minerales (MOAM) en tres secuencias de cultivos de servicio/soja (melilotus/soja [Mel/Sj], raigrás/soja [Rg/Sj], barbecho/soja [Bcho/Sj]) en el estrato de suelo de 0-30 cm. Letras diferentes indican diferencias significativas de C_n entre secuencias, según test de Tukey (α=0,05). Las líneas punteadas señalan la caída del C original inicial y k es la tasa de descomposición del C original inicial para cada fracción. Las barras corresponden al error estándar de la media.

CONCLUSIONES

La inclusión de un CS en secuencias con soja fue fundamental para preservar los niveles de C en el suelo, a pesar de que se extrajo del sistema una gran proporción de la parte aérea. Tal es así que, al cabo de tres años de experimento, no se observó efecto de la extracción de residuos aéreos sobre el C-MOP y C-MOAM. Sin embargo, se observó un efecto de la inclusión de CS y del tipo de CS (gramínea o leguminosa). El tipo de CS modificó las tasas de ingresos (a través del Cn) y tendió a modificar también los egresos (cuantificados a través del *k*), por lo que dichos cambios podrían tener implicancias más marcadas en el mediano y largo plazo.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo fue financiado por INTA (PNSUELO 1134042, PNPA 1126073, ERIOS 1263101y ERIOS 1263102) y por IPCVA (Convenio 27788).

BIBLIOGRAFÍA

- Balota, EL.; Calegari, A; Nakatani, AS & MS Coyne. 2014. Benefits of winter cover crops and no-tillage for microbial parameters in a Brazilian Oxisol: A long-term study. Agriculture, Ecosystems and Environment 197: 31–40.
- Bolinder, MA; Janzen, HH; Gregorich, EG; Angers, DA & AJ Vanden Bygaart. 2007. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. Agriculture, Ecosystems & Environment 118: 29–42.
- Cambardella, CA & ET Elliott. 1992. Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence. Soil Science Society of America Journal 56:777-783.
- Komatsuzaki, M & H Ohta. 2007. Soil management practices for sustainable agro-ecosystems. Sustainability Science 2: 103–120.
- Kong, AY & J Six. 2010. Tracing Root vs. Residue Carbon into Soils from Conventional and Alternative Cropping Systems. Soil Science Society of America Journal 74: 1201–1210.
- Kuzyakov, Y; Friedel, JK & K Stahr. 2000. Review of mechanisms and quantification of priming effects 32: 1485-1498
- Mazzilli, SR; Kemanian, AR; Ernst, OR; Jackson, RB & G Piñeiro. 2014. Priming of soil organic carbon decomposition induced by corn compared to soybean crops. Soil Biology and Biochemistry 75: 273–281.

- Pinto, P; Sawchik, J; Terra, J; Ayala, W; Silva, L; Barrios, E & G Piñeiro, G. 2016. Formación y descomposición de la materia orgánica del suelo bajo distintos cultivos de cobertura. XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Río Cuarto, Argentina.
- Piñeiro, G; Paruelo, JM; Oesterheld, M & EG Jobbágy. 2010. Pathways of Grazing Effects on Soil Organic Carbon and Nitrogen. Rangeland Ecology & Management 63: 109–119.
- Plan Mapa de Suelos.1998. Carta de Suelos de la República Argentina. Departamento Paraná, Provincia de Entre Ríos, Serie Relevamiento de Recursos Naturales N° 17: 114.
- Quirós-herrera, R; Ramírez-martínez, C; Mesoamericana, A & UDC Rica. 2006. Redalyc.Efecto de rastrojos en el nitrógeno de biomasa microbiana en un agroecosistema arrocero inundado 17: 167–178.
- Rasse, D.P; Rumpel, C & MF Dignac. 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. Plant and Soil 269: 341–356.
- Viglizzo, EF & E Jobbágy. 2010. Expansión de la Frontera Agropecuaria en Argentina y su Impacto Ecológico-Ambiental. INTA, Buenos Aires, Argentina. 79.
- Viglizzo, EF; Frank, FC; Carreño, LV; Jobbágy, EG; Pereyra, H; Clatt, J; Pincén, D & MF Ricard. 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. Global Change Biology 17: 959–973.

.

C4P61. VARIACIONES DE SUPERFICIE Y TIEMPO DE PASTOREO SOBRE LA ALTURA DEL PASTO, HUMEDAD Y COMPACTACIÓN DEL SUELO

González Cáceres, Eugenio.; Rasche Álvarez, Jimmy W.; Duarte Monzón, Alder D.; Quiñonez Vera, Laura R.; Bonnin Acosta, Juan J.; Alonzo Griffith, Luis A. y Enciso Santacruz, Derlis.

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Asunción. Avenida Mcal. López 2160. San Lorenzo, Paraguay. gonzalezeugenio21@gmail.com

RESUMEN

La ganadería es una actividad productiva que ha venido incrementándose, y ha ganado un importante espacio, mientras a la par sus efectos negativos para el suelo van evidenciándose. El objetivo de esta investigación fue analizar el efecto del manejo de pastoreo sobre la altura del pasto, humedad y compactación del suelo. El estudio fue realizado en el Departamento de Boquerón, Paraguay. La investigación se realizó en un cuasi experimento y se realizó bajo un esquema de un diseño completamente al azar, evaluando diferentes sistemas de manejo. Se evaluaron 3 tratamientos, que consisten en variaciones de tiempo de pastoreo y superficie de cada tratamiento: el T1 (12,5 ha con un sistema de pastoreo de 2 días y tiempo de descanso de 30 días), T2 (25 ha con un sistema de pastoreo de 4 días y tiempo de descanso de 28 días) y T3 (50 ha con un sistema de pastoreo de 8 días y tiempo de descanso de 24 días). Para cada tratamiento se tuvo una misma carga animal y diferentes números de repeticiones. Las variables evaluadas fueron: altura del pasto, humedad y compactación del suelo. Se obtuvo diferencias significativas en la altura del pasto y la humedad del suelo, la altura del pasto en el T3 presentó la media más baja de 92,1 cm, el T1 y T2 estadísticamente fueron iguales con promedios de 101,5 cm y 109,2 cm de altura respectivamente, en relación a la compactación del suelo no se encontró diferencias significativas a nivel estadístico, presentando una media general de 1,03 MPa. La variación de superficie y los sistemas de manejo de pastoreo influye en la altura del pasto y humedad del suelo.

Palabras clave: sistemas de pastoreo, descanso de pastura, manejo de suelo en pasturas

INTRODUCCIÓN

En la actualidad uno los mayores desafíos que enfrentan los especialistas del sector ganadero se relacionan con la generación de soluciones para disminuir la degradación del suelo, ya que como consecuencia de las actividades ganaderas, extensas áreas de tierra han sido degradadas, algunas en forma irreversible. Si bien la ganadería es una actividad productiva creciente, los efectos negativos por el manejo inadecuado del suelo se hacen más evidentes. Por lo cual, uno de los desafíos más grandes que enfrenta la investigación es la necesidad de desarrollar sistemas de manejos ganaderos viables que sean capaces de asegurar la producción incrementada y sostenible con un mínimo de degradación del recurso suelo.

Según Teuber & Parga (2003), un adecuado sistema de pastoreo es aquél que permite optimizar la producción de forraje de alta calidad y maximizar su consumo por los animales.

Parga (2003), menciona que el manejo de pastoreo es uno de los factores relevantes en la gestión técnico-económica de las explotaciones ganaderas, por una parte afecta la producción y persistencia de la pradera y, por otra, controla la disponibilidad y la calidad del pasto ofrecido a los animales, determinando así su nivel de consumo y eficiencia de utilización. En este sentido, decisiones de manejo tales como la frecuencia y la intensidad de pastoreo resultan clave para permitir una elevada producción de carne por animal y por hectárea, repercutiendo en la eficiencia y rentabilidad global de la explotación. El momento o frecuencia de utilización y la intensidad de pastoreo influyen directamente en los procesos de crecimiento y pérdida de hojas, determinando en gran medida la producción neta de la pradera.

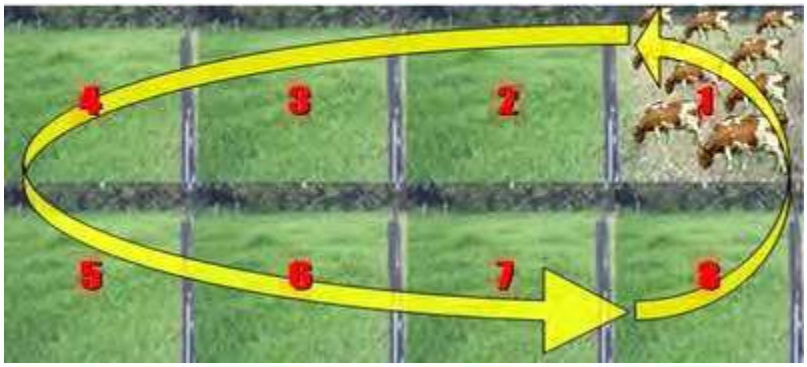
Siavosh (2005), menciona que pese a la importancia del tema, han sido pocos los esfuerzos para determinar el impacto de la ganadería sobre el suelo y, aunque actualmente existen alternativas tecnológicas más racionales, el nivel de su adopción ha sido relativamente bajo. El establecimiento de los sistemas ganaderos afecta la biodiversidad, modifica el balance de los nutrientes, aumenta la compactación en un tiempo relativamente corto (menor que 2 ó 3 años), reduce el volumen de los espacios porosos, disminuye la velocidad del flujo del agua y propicia la erosión.

La estrategia de pastoreo debería apuntar al mantenimiento del vigor de las especies claves del pastizal, de modo tal de permitir la expresión del potencial productivo, la capacidad reproductiva y la habilidad competitiva de las mismas El "pastoreo rotativo" de los experimentos, a escala temporal y espacial reducida y aplicado como tratamiento (carga animal fija, periodos de pastoreo y descanso fijos), dista en mucho del "pastoreo rotativo" adaptativo, flexible, que enfatiza beneficios socio-económicos, aplicado a escala comercial (Distel, 2013).

El objetivo de este trabajo fue analizar el efecto del manejo de pastoreo sobre la altura del pasto, la humedad y compactación del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en la Colonia Campo Loa, Estancia Nepolhing-Picada Ancha I y II en el distrito Chaco, ubicado en el Departamento de Boquerón, Paraguay, está situado al noroeste de la Región Occidental del Paraguay, entre los paralelos 22°20'20.5" latitud Sur y entre los meridianos 60°40'31.4" de longitud Oeste. El establecimiento cuenta con más de 4.000 ha de pasturas implantadas, primariamente con Gatton Panic, y 3.000 ha de reserva de bosque nativo. La investigación se realizó bajo un esquema de un diseño completamente al azar, evaluando diferentes sistemas de manejo de pastoreo sobre la altura del pasto, humedad y compactación del suelo. Se evaluaron 3 tratamientos en la investigación, que consisten en variaciones de superficie y tiempo de pastoreo de cada tratamiento: el T1 200 ha de superficie, divididas en 16 potreros de 12,5 ha con un sistema de pastoreo de 2 días y tiempo de descanso de 30 días, T2 200 ha de superficie, divididas en 8 potreros de 25 ha con un sistema de pastoreo de 4 días y tiempo de descanso de 28 días y T3 200 ha de superficie, divididas en 4 potreros de 50 ha con un sistema de pastoreo de 8 días y tiempo de descanso de 24 días, para cada tratamiento se tuvo una misma carga animal y diferentes números de repeticiones (cada potrero es una repetición), siendo para el T1-16 repeticiones, para el T2-8 repeticiones y T3-4 repeticiones. Las variables evaluadas fueron: altura del pasto, humedad y compactación del suelo. La altura del pasto se midió con un Sward Stick construida para tal medición, la compactación del suelo fue determinada con un Penetrómetro Electrónico Digital (PenetroViewer 6.07) de 0 hasta 60 cm de profundidad, el equipo tiene adaptada por la misma un medidor de humedad con el cual se realizaron las mediciones de la misma a una profundidad de 0-10 cm, para cada variable se tomaron 20 puntos en forma de zig-zag de cada potrero. Las unidades de observación con sus respectivas repeticiones tienen una dimensión total de 600 hectáreas. El estudio se inició en el mes de julio del 2017, cada trimestre se realiza el pesaje del ganado para observar las variaciones de peso por tratamiento, las variables presentadas en este trabajo se midieron a los 6 meses después del inicio de la investigación, correspondientes a resultados preliminares del estudio.



Fuente: adaptado de Franco, 2009

Figura 1. Representación del sistema de rotación utilizado en la investigación

Los datos obtenidos fueron sometidos a análisis de varianza para determinar si hubo o no diferencia estadísticas significativas entre los tratamientos aplicados. Con los resultados que arrojaron diferencias significativas se procedió a realizar la comparación de medias, utilizando el test de Tukey al 5% de probabilidad de error.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 1 se muestran los valores medios de las variables evaluadas, se obtuvo diferencias significativas en la altura del pasto y la humedad del suelo, sin embargo, en relación a la compactación del suelo no se encontró diferencias significativas a nivel estadística.

En la altura del pasto se evidencia la influencia de las variaciones de la superficie de los potreros y el sistema de pastoreo, donde el T2 estadísticamente es superior al T3 e igual al T1, con esto se cumple la primera ley de Voisin de pastura mencionada por Suárez (2013) y Fernández (2007), "Para que un pasto cortado por el diente del animal pueda dar su máxima productividad, es necesario que, entre dos cortes sucesivos a diente, haya pasado el tiempo suficiente, que permita al pasto descansar lo suficiente entre un pastoreo y otro para que la planta pueda recuperar las reservas en la raíz. Como así también cumple con la segunda ley de Voisin mencionado por el mismo autor, referido al tiempo que los animales permanecen en una parcela tiene que ser lo suficientemente corto para que el pasto consumido por el animal al comienzo de la ocupación del potrero, no sea cortado nuevamente por los animales antes de que estos dejen la parcela.

Si bien en el T1 los animales pastorean solamente 2 días y el potrero tiene un descanso de 30 días, la superficie de esta (12,5 ha) es la mitad de la superficie del T2 (25 ha) y en el T2 los animales pastorean 4 días, estos tratamientos no difirieron estadísticamente entre ellas, no así en comparación con el T3, en el cual el sistema de pastoreo adoptado es de 8 días en una superficie de 50 ha, se puede considerar que este tiempo de pastoreo y descanso de este potrero al que es sometido no le permite al pasto recuperarse adecuadamente y no se cumple con las leyes de pastura mencionado anteriormente, cabe destacar que la superficie del T3 es el doble del T2 y el triple del T1, sin embargo, de igual manera por el tiempo en que los animales se quedan en el potrero el pasto no llega a recuperarse adecuadamente para el siguiente ingreso de los animales.

Tabla 1. Altura del pasto, resistencia del suelo a la penetración y humedad del suelo bajo diferentes sistemas de manejo ganadero, Boquerón, Paraguay, 2018.

Tratamientos	Altura del pasto (cm)	Resistencia del suelo a la penetración (MPa)	Humedad (%)
T1	101,54 ab	1,03 a	20,19 b
T2	109,16 a	0,96 a	20,63 b
T3	92,06 b	1,09 a	28 a
Media	100,92	1,03	22,94
CV (%)	8,22	18,20	20,15

CV: Coeficiente de variación. Medias seguidas por diferentes letras en la columna difieren estadísticamente entre sí por la prueba de Tukey al 5% de probabilidad de error.

La compactación del suelo no mostró diferencias estadísticas significativas entre los tratamientos estudiados, observándose que existe una tendencia de aumento de compactación en el T3 en donde los animales permanecen por más tiempo que sería de 8 días de pastoreo, siendo esta el doble del tiempo de pastoreo que en T2 y el triple en comparación al T1, estos resultados pueden estar influenciado por la alta humedad que presentó el suelo al momento de realizar las evaluaciones de compactación del suelo, en la misma se obtuvo diferencias significativas entre los tratamientos estudiados. A pesar de que el T3 estadísticamente presentó una humedad superior a los otros tratamientos la compactación sigue presentando valores numéricos más altos en comparación al T1 y T2, por lo que se deduce que la compactación del suelo puede estar afectada cuando los animales se quedan muchos días pastoreando en los potreros.

Martínez *et al*. (2014), evaluaron cuatro niveles de intensidad de pisoteo que fueron nula (A), media (B), alta (C), y muy alta (D), en la misma verificaron que el grupo A presentó el valor de la resistencia mecánica (Rp) del suelo más bajo, entre 0 y 10 cm (4,41 MPa).

CONCLUSIONES

La altura del pasto se ve influenciada por las variaciones de superficie y tiempo de pastoreo de los animales.

En la compactación del suelo en el corto tiempo de implantación de la investigación ya existe tendencia de aumento de la misma con las variaciones de superficie y tiempo de pastoreo, por lo que es importante seguir con la investigación para ver los efectos de los tratamientos en la compactación del suelo a largo plazo.

AGRADECIMIENTOS

A la empresa Emprendimientos Rurales por financiar parte del trabajo y proveer el establecimiento para la investigación.

A la Facultad de Ciencias Agrarias por proveer los equipos utilizados para las evaluaciones de las variables.

Al CONACYT por la financiación del Proyecto POSG16-178 "Postgrado en Ciencia de Suelos y Ordenamiento Territorial".

BIBLIOGRAFÍA

- Distel, RA. 2013. Manejo del pastoreo en pastizales de zonas áridas y semiáridas. Revista Argentina de Producción Animal Vol 33 (1): 53-64. Disponible en: http://ri.conicet.gov.ar/bitstream/handle/11336/1469/manejopastoreozonasaridas.pdf?sequence=1&isAllowed=y Fecha de consulta 27 febrero 2018.
- Fernández, CE. 2007. Sistema de pastoreo racional. Sitio Argentino de Producción Animal. 27:16-19. Disponible en: http://www.produccion-animal.com.ar/produccion_y_manejo_pasturas/pastoreo%20sistemas/68-racional.pdf. Fecha de consulta 21 febrero 2018.
- Franco, M. 2009. Las leyes universales de André Voisin para el pastoreo racional. Sitio Argentino de Producción Animal. Disponible en: http://www.produccion-animal.com.ar/produccion_y_manejo_pasturas/pastoreo%20sistemas/115-Voisin.pdf. Fecha de consulta 10 febrero 2018.
- Martínez, D; A Landini; E Soza; O Heredia; C Sainato. 2014. Agro-Ciencia, Rev. Chil. Cs. Agropec. 27(1):5-14. Efecto del pisoteo animal sobre las propiedades de un suelo. Parte I: densidad aparente, humedad, resistencia a la penetración, y modelos asociados. Sitio Argentino de Producción Animal. Disponible en: http://www.produccion-animal.com.ar/suelos_ganaderos/97-Efecto_pisoteo_1.pdf. Fecha de consulta 20 febrero 2018.
- Parga, J. 2003. Utilización de praderas y manejo de pastoreo con vacas lecheras. Instituto de Investigaciones Agropecuarias – Centro Regional de Investigación Remehue. Disponible en: http://www2.inia.cl/medios/biblioteca/serieactas/NR30029.pdf. Fecha de consulta 20 febrero 2018.
- Parga, J. & N Teuber. 2003. Manejo del pastoreo con vacas lecheras en praderas permanentes. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. INIA Remehue. Disponible en: http://www2.inia.cl/medios/biblioteca/boletines/NR33838.pdf. Fecha de consulta 28 enero 2018.
- Suárez, D. 2013. Pastoreo racional voisin, la salvación de tu ganadería. Sitio Argentino de Producción Animal. Disponible en: http://www.produccion-animal.com.ar/produccion_y_manejo_pasturas/pastoreo%20sistemas/171-Pastoreo_Racional_Voisin.pdf. Fecha de consulta 22 febrero 2018.
- Siavosh, Kh. 2005. Impacto de la ganadería sobre el suelo alternativas sostenible de manejo. Disponible en: http://www.desertificacion.gob.ar/mapas/modelos/impacto%20de%20la%20ganaderia%20sobre%20el%20suelo.pdf. Fecha de consulta 22 febrero 2018.

C4P62. MICROEMBALSES PARA EL ORDENAMIENTO DE LOS ESCURRIMIENTOS HIDRICOS EN LA CUENCA LA ESPERANZA (DPTO. RIO CUARTO)

Gonzalez, Jorge y José Corigliano

Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. Av. Prof. Leónidas Cholaky Km 604. Río Cuarto. Argentina. jgonzalez@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN

Los procesos erosión hídrica que ocurren en la provincia de Córdoba, han tenido un fuerte crecimiento en los últimos años, por tal motivo la secretaria de recursos hídricos de la provincia de Córdoba ha lanzado y financiado un programa de ejecución de microembalses para regular los escurrimientos a nivel de cuencas agrícolas. La cuenca La Esperanza (dpto. Río Cuarto se encuentra ubicada al oeste de las localidades de Gigena y Coronel Baigorria. Se están ejecutando 13 reguladores de tierras. Para la definición del proyecto se utilizaron modelos hidrológicos, como el HEC-HMS, sistemas de información geográfica como el Quantun GIS y equipos Trimble 3300 para realizar levantamientos topográficos de detalles en los lugares donde se emplazan los microembalses. La construcción de microembalses de tierra debe ir acompañado del manejo integral de los suelos y del relieve.

Palabras clave: microembalses, erosión hídrica, cuenca

INTRODUCCIÓN

Gran parte de la región central de la Provincia de Córdoba presenta, desde hace algunas décadas, un desequilibrio en su dinámica hidrológica, este fenómeno se manifiesta por un proceso de erosión y sedimentación hídrica. En la provincia de Córdoba las áreas agrícolas con un grado significativo de erosión hídrica abracan una superficie de 3,2 M de has (Casas & Albaracín, 2015). Los principales departamentos afectados son Tercero Arriba, Rio Cuarto, Calamuchita y Marcos Juárez. Tierras con un grado leve de erosión hídrica representan unas 206.971 ha (%), con grado moderado 1.729.417 ha (%) y con un grado alto 1.243.612 ha (%) (Casas & Albaracín, 2015)

En la cuenca de estudio se puede observar diferentes tipos y grados de erosión hídrica, afectando los rendimientos agrícolas, debido a la pérdida de suelos y nutrientes entre otras causas, como así también a la infraestructura pública (caminos, alcantarillas, entre otras), impactando de manera negativa en la economía regional y provincial.

Entendemos a la cuenca hidrográfica como la unidad mínima de gestión y ordenamiento territorial. Las premisas a tener cuenta y aplicar en dicho ordenamiento consisten en incorporar el agua de lluvia al proceso productivo, para ellos se deben aplicar técnicas de manejo de suelo y técnicas de manejo del relieve, otra premisa sería retener el agua de lluvias donde cae, para ellos se pueden construir presas de hormigón o de tierra, reguladores de escurrimiento y la última premisa a considerar es conducir los excesos hídricos para evitar daños en poblaciones urbanas e inundaciones en tierras altamente productivas. Los reguladores de escurrimiento son estructuras de tierra ubicadas transversalmente a las vías naturales de escurrimiento, consistentes en un murallón de tierra, una salida o descarga principal, un área de embalse y una salida o vertedero de emergencia. Su función en la cuenca es la de modificar el hidrograma de escurrimiento aguas abajo de la estructura, disminuyendo los caudales pico y alargando la duración del hidrograma.

MATERIALES Y MÉTODOS

La cuenca La Esperanza se encuentra al oeste de la localidad de Alcira Gigena (Córdoba) y pertenece al sistema del arroyo Chucul. La misma tiene una superficie aproximada de 2100,72 has y está ubicada en los paralelos -32,764611° y -32,800845°latitud Sur y los meridianos -64,460589° y -64,525059° longitud oeste. El área presenta un relieve normal fuertemente ondulado con pendientes largas, con gradientes de hasta un 5%. El relieve y el paisaje se presentan como un conjunto de lomas, medias lomas y bajos muy concentradores de agua (Cantero *et al.*, 1986). Los suelos son bien drenados, desarrollados a partir de material loéssicos franco limosos, y están clasificados como Haplustoles típicos (Agencia Córdoba Ambiente-INTA, 2006).

La metodología consistió en una recopilación de antecedentes, abarcando desde la hidrogeomorfología, caracterización del tipo y uso del suelo, el régimen pluvial, hasta la identificación de obras existentes en el área de estudio.

Se realizó un relevamiento topográfico con GPS diferencial marca Trimble modelo 3300 a escala de detalle y semidetalle, los datos obtenidos fueron procesados con el software Quantum GIS, obteniéndose el modelo digital del terreno y el mapa de curvas de nivel. A partir de esta información se obtuvieron las subcuencas en forma automática con el software Qgis versión 2.18.

Se realizó una exhaustiva interpretación visual de imágenes satelitales provistas por la plataforma Google Earth para definir las distintas unidades de tierras, procesos degradacionales y usos de las mismas.

Se definieron los parámetros hidrológicos necesarios para incorporarlos al software hidrológico HEC-RAS (USACE , 2009) el cuál arrojó los valores de caudales picos (m^3/s) y las dimensiones que tendrían los microembalses para un escenario de uso actual y para un escenario de aplicación de técnicas de conservación en toda la cuenca.

Se realizaron varias recorridas para definir el uso y manejo por subcuencas, datos necesarios para definir los valores de CN (USDA, 1972) que se aplican en modelo hidrológico, arriba mencionado.

Se recolectaron registros pluviométricos diarios con un período de 28 años (1988-2016), a partir de los cuales se realizó el análisis estadístico descriptivo y probabilístico para definir los diferentes períodos de retorno y las correspondientes tormentas de diseño según lo planteado por Camaaño Nelli & Dasso (2003) .

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los registros pluvimétricos analizados indican que las precipitaciones medias anual es de 886,1 mm distribuidos según un régimen de lluvias de tipo monzónico, 742,0 mm (83%) en el período estival y 144,1 mm (17%) en la época invernal.

La Figura 1 muestra las subcuencas definidas y su correspondiente superficie en ha.

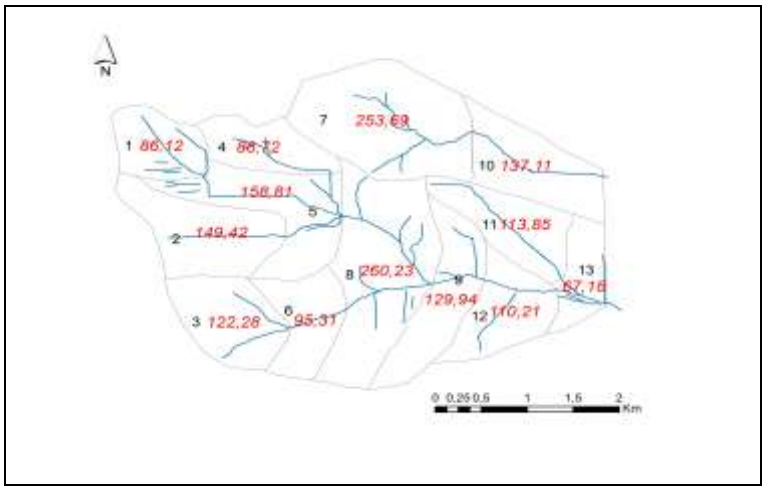


Figura 1: Mapa de subcuencas

La Tabla 1 muestra los parámetros característicos de la cuenca La Esperanza.

Tabla 1: Parámetros hidrológicos de la cuenca La Esperanza

id	Long Cuenca (m)	Sup (ha)	Pendiente (%)	CN	Ai (min)	Tc (USDA) (min)
1	1317,00	86,12	1,27	74	17,85	108,63
2	2081,00	149,42	1,05	74	17,85	172,26
3	1541,00	122,28	1,66	70	21,77	120,33
4	1770,00	86,72	1,34	70	21,77	149,63
5	2481,00	158,81	0,57	74	17,85	269,11
6	1206,00	95,31	0,74	74	17,85	132,63
7	2146,00	253,69	1,28	74	17,85	159,91
8	1989,00	260,23	1,79	74	17,85	127,25
9	1919,00	129,94	1,41	74	17,85	139,32
10	1968,00	137,11	1,21	70	21,77	171,40
11	2033,00	113,85	1,9	70	21,77	140,38
12	1662,00	110,21	1,66	74	17,85	114,45
13	1262,00	67,18	2,34	70	21,77	86,38

La tormenta de diseño es la secuencia de precipitaciones capaz de provocar la crecida de diseño en la cuenca. Su determinación implica definir la duración de la lluvia, la lámina total precipitada, su distribución temporal y espacial, y la porción de dicha lámina que efectivamente contribuye a la generación de escorrentías. La Tabla 2 muestra las lluvias estimadas para diferentes períodos de retorno (PR) y la Tabla 3 muestra los distintos valores de la tormenta de diseño de 6 h de duración y su respectivo tiempo de retorno.

Tabla 2: Tiempo de retorno calculado

P (%)	TR	y	LLUVIA DISEÑO
1	100	4,60	177,74
2	50	3,90	162,10
5	20	2,97	141,23
10	10	2,25	125,11
20	5	1,50	108,30

Tabla 3: Laminas de diseño en diferentes PR y para una duración de lluvias de 6 hs

	LAMINA DISEÑO (mm)					
TR	**1 sextil**	**2 sextil**	**3 sextil**	**4 sextil**	**5 sextil**	**6 sextil**
100	24,9	83,5	42,7	12,4	10,7	5,3
50	22,7	47,0	6,0	5,8	2,6	0,4
20	19,8	23,5	5,4	3,3	0,4	0,2
10	17,5	58,8	30,0	8,8	7,5	3,8
5	15,2	50,9	26,0	7,6	6,5	3,2

Como motor de funcionamiento se utilizó el programa HEC-HMS (USACE, 2009), mediante la metodología Curva Número se desarrollaron eventos las distintas simulaciones de cada escenario planteado. Los datos necesarios para poder desarrollar el modelo son: los valores de CN, longitudes de las redes de drenaje, superficies y pendientes generales de las subcuencas, abstracciones iniciales de cada subcuencas, tiempos de concentración y de traslado de las subcuencas. La Figura 2 muestra el modelo hidrológico.

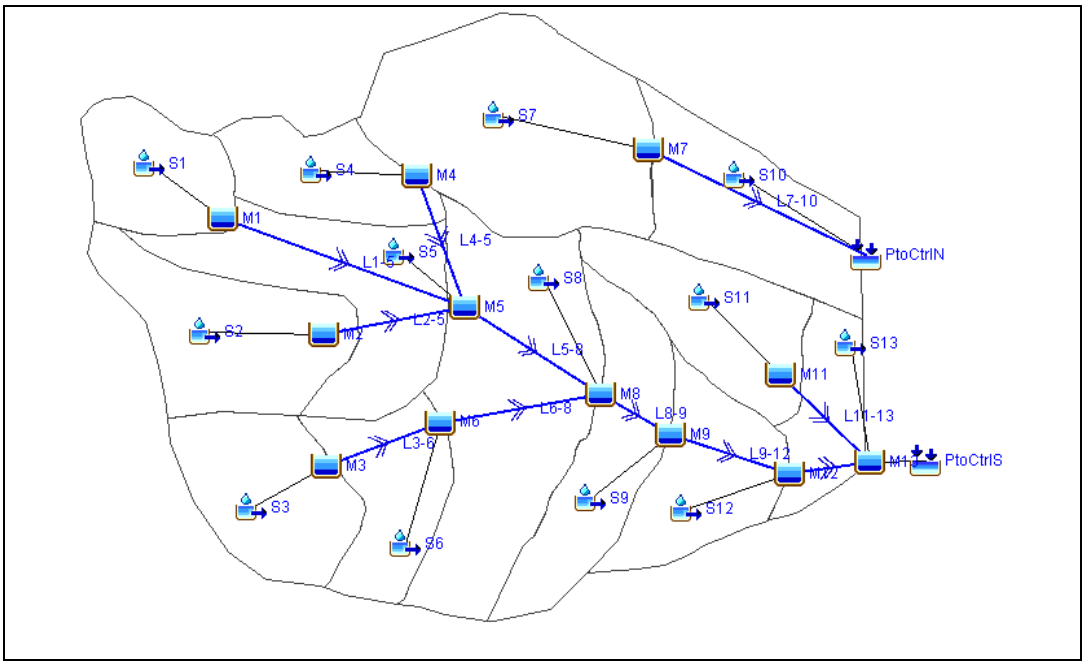


Figura 2: Modelo hidrológico de la cuenca Esperanza

La siguiente Tabla 4 muestra los valores de caudales picos para diferentes situaciones manejo.

Tabla 4: Caudales picos para diferentes situaciones de manejo

		Sin Proyecto	Proyecto Microembalses			Proyecto Microembalses + Sistematización		
id Subcuenca Sur	**id Micro**	**Qp Salida (m^3/s)**	**Qp Ingreso (m^3/s)**	**Qp Salida (m^3/s)**	**Alm. Max. (1.000 m^3)**	**Qp Ingreso (m^3/s)**	**Qp Salida (m^3/s)**	**Alm. Max. (1.000 m^3)**
1	1	3,6	3,6	1,6	20,4	2,9	1,5	15
2	2	4,8	4,8	1,7	46,8	3,8	1,5	36,4
3	3	4,2	4,2	1,9	21,3	4,2	1,9	21,3
4	4	2,6	2,6	1,6	11,5	2,4	1,6	11,5
5	5	13,3	8,5	5,8	61,7	7,5	5,5	48
6	6	7,7	5,3	3,3	29,9	4,6	3,1	25,1
8	8	29,4	15,9	9,6	134	13,9	8,8	121,4
9	9	33,9	11,2	8,6	112,6	10,1	8	91,5
11	11	3,5	3,5	1,5	25,8	3,5	1,5	25,8
12	12	37,3	9,6	8,4	77,3	8,7	7,6	69
13	13	42,2	9,1	8,1	89,5	8,6	7,7	70,8
	Total	182,5	**Total**	52,1	630,8	**Total**	48,7	535,8
		Sin Proyecto	**Proyecto Microembalses**			**Proyecto Microembalses + Sistematización**		
id Subcuenca Norte	**id Micro**	**Qp Salida (m^3/s)**	**Qp Ingreso (m^3/s)**	**Qp Salida (m^3/s)**	**Alm. Max. (1.000 m^3)**	**Qp Ingreso (m^3/s)**	**Qp Salida (m^3/s)**	**Alm. Max. (1.000 m^3)**
7	7	8,5	8,5	3,5	67,8	6,8	3,3	50,6
10	-	12,3	6,7	6,7	-	6,4	6,4	-
	Total	20,8	**Total**	10,2	67,8	**Total**	9,7	50,6

CONCLUSIONES

La integración de los modelos hidrológicos y los sistemas de información geográfica permite en corto tiempo tener mucha información sobre el funcionamiento de una cuenca.

La construcción de 13 reguladores de escurrimiento en la cuenca La Esperanza permitirá reducir los caudales picos a la salida de la cuenca en su parte norte de 20,8 m^3/s a 10,2 m^3/s y en la parte sur de 182,5 m^3/s a 52,1 m^3/s.

El volumen de almacenamiento es aproximadamente 697.000,00 m^3.

Si bien está practica de tipo estructural es muy eficiente, es necesario aplicar técnicas de manejo del suelos y del relieve en toda la cuenca, es decir, en el 70% restante.

BIBLIOGRAFÍA

- Agencia Córdoba Ambiente-INTA, 2006. Recursos Naturales de la Provincia de Córdoba. Los Suelos. Argentina. 612 páginas.
- Caamaño Nelli, G & C Dasso. 2003. Lluvias de Diseño: Conceptos, Técnicas y Experiencias. Editorial Universitas. 222 páginas. ISBN: 987-9406-43-5. Córdoba, Argentina
- Cantero, A; E Bricchi; V Becerra; J Cisneros & H GIL. 1986. Zonificación y descripción de las tierras del departamento Río Cuarto (Córdoba, Argentina). UNRC.
- Casas, R & G Albarracin. 2015. El deterioro del suelo y del ambiente en la Argentina. FECIC. Buenos Aires. Tomo II, 452 páginas.
- USACE (US Army Corp of Engineers). 2009. HEC-HMS Hydrologic model System, V 3.4. http://www.hec.usace.army.mil/software/hec-hms/. 2012
- USDA-SCS. 1972. Section 4: Hydrology. In National Engineering Handbook (NEH). Washington, D.C.: USDA Soil Conservation Service.

C4P63. OBSERVACIÓN DEL COMPORTAMIENTO HÍDRICO DE UN SUELO DESCOMPACTADO MEDIANTE TOMOGRAFÍA DE RESISTIVIDAD ELÉCTRICA

Grosso, Javier A.[1*2]; Weinzettel, Pablo[1.2.4]; Ressia, Juan M.[1]; Bongiorno, Carlos V.[1] y Dietrich, Sebastián[1.3.4].

[1] Facultad de Agronomía (UNCPBA). [2] CIC.[3]CONICET.[4]Instituto de Hidrología de Llanuras.
Campus Universitario Rep. de Italia 780 (7300) Azul (BA). grossojavier52@gmail.com

RESUMEN

Se presentan los resultados preliminares obtenidos de una serie de tomografías de resistividad eléctrica en un suelo con cultivo de maíz. Las mediciones se realizaron en distintos estadios del cultivo para observar las variaciones de resistividad y definir los cambios en la humedad del suelo. El ensayo se realizó en un lote con dos tratamientos: suelo compactado por siembra directa continua durante varios años y suelo descompactado. Las mediciones fueron realizadas con un tomógrafo AGI USA R1/IP e interpretadas con el programa Earthimager 2D. Para obtener la humedad del suelo se utilizaron sondas de registro continuo, complementariamente se instalaron tensiómetros para observar la dirección del flujo de agua. Periódicamente se extrajeron muestras para conocer la humedad volumétrica de la sección de estudio. Los cambios de humedad en el ensayo se estudiaron en base a la resistividad para lo cual se procesaron las tomografías mediante la función lapso de tiempo. Esta función permitió observar las diferencias resistividad en la transecta de 16,5 m de longitud y relacionarlas con la variación de la humedad mostrando un secado más profundo en la zona sin descompactar.

Palabras claves: Humedad del suelo, tomografía de resistividad eléctrica, descompactación

INTRODUCCIÓN

La tomografía de resistividad eléctrica (ERT) ha sido utilizada en los últimos años para observar distintas propiedades de los suelos como la presencia de horizontes petrocálcicos (Weinzettel *et al*., 2009), pasajes preferenciales de agua (Dietrich *et al.*, 2014), extracción de agua por las raíces (Michot *et al*., 2003; Srayeddin & Doussan, 2009), variaciones en la humedad del suelo (Schwartz*et al*., 2008) entre varios casos más (Samouelian *et al*., 2005). Las ventajas principales del método se basan en que el suelo no se altera y que tiene la capacidad de considerar las variaciones de resistividad laterales y en profundidad. De acuerdo a la cantidad de electrodos disponibles en superficie y con los potentes programas de inversión aplicables a los datos, se puede obtener una interpretación en general con bajo error.

La descompactación mecánica de suelos es una práctica recomendada en lotes agrícolas que presentan capas compactadas (Grosso *et al*., 2014), generalmente asociada a la agricultura continua. Si bien los beneficios en las propiedades físicas del suelo son notables, los efectos sobre el rendimiento de los cultivos son variables (Sadras *et al*., 2005).

En este trabajo se ha utilizado la ERT para observar el desarrollo de un cultivo de maíz que se sembró en dos condiciones de suelo, bajo siembra directa durante varios años y descompactado a través de labranza vertical. Interesa conocer la disponibilidad de agua para cada condición de suelo y observar si se presentan diferencias significativas que impliquen variaciones en el rendimiento del cultivo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ensayo de descompactación

Se realizó un ensayo en un establecimiento ubicado en el partido de Azul, provincia de Buenos Aires (Latitud Sur 36° 49’ 49’’, Longitud Oeste 59° 53’ 18’’). El lote cuenta con un suelo Argiudol Petrocálcico (Soil Survey Staff, 2014), con una larga historia agrícola. A través de una caracterización previa, se detectó una capa compactada entre los 150 y 200 mm de profundidad, con valores de resistencia a la penetración cercanos a 1500 kPa, medidos con una humedad gravimétrica próxima a capacidad de campo para dicho suelo. A partir de esta información se definieron dos tratamientos: a) Testigo, sin descompactar (SD) y b) descompactado a 23 cm de profundidad (CD). Las parcelas que se utilizaron fueron de de 15 m de ancho y 240 m de longitud. Para el tratamiento de descompactación se utilizaron 6 cuerpos escarificadores separados a 535 mm con una reja alada en el extremo inferior.

Siembra de maíz

Se sembró un híbrido de maíz de alto potencial, DEKALB 73-20 VT 3P, el 5 de diciembre de 2017, con una separación entre líneas de 0,53 m y una densidad lograda de 67000 plantas/ha.

Fertilización de maíz

A la siembra se aplicó fosfato diamónico junto con la semilla, a razón de 91 kg/ha y cuando el cultivo alcanzó las 5 hojas totalmente desplegadas se aplicó fertilizante líquido "Solmix" al 28 % de N, con una dosis equivalente a 100 kg de N/ha.

Tomografía de resistividad eléctrica

Durante el período de crecimiento del maíz se realizaron cinco ERT de las cuales se seleccionaron tres, que se incluyen en este trabajo. El equipo utilizado es un resistivímetro AGI R1/IP con 56 electrodos. La separación electródica fue de 0,3 m con lo cual se cubrió una transecta de 16,5 m de longitud con una profundidad de investigación de 3,9 m. El dispositivo utilizado fue dipolo-dipolo y la interpretación se realizó con el programa Earthimager 2D (AGI, 2005) con el módulo de lapso de tiempo (time lapse). El procesamiento de las tomografías permitió observar el secado del perfil del suelo durante el crecimiento del cultivo, ya que las precipitaciones fueron muy escasas y solamente humectaron la primera parte del suelo. Las mediciones fueron laboriosas debido a la altura de las plantas y la separación entre las mismas lo cual hizo que se tenga especial cuidado en colocar los electrodos en los mismos lugares sin dañar las plantas. La línea de las tomografías se ubicó a 16 surcos desde la periferia del sembrado colocando los electrodos 1 al 28 en el sector descompactado y el resto en la zona sin descompactar. Se agregó una pequeña cantidad de agua a cada electrodo para mejorar el contacto y se midió la temperatura del suelo a lo largo de la transecta.

En cada tratamiento se excavó una calicata para observar la densidad de las raíces y al mismo tiempo realizar la medición de humedad con toma de muestra y sensor FDR, paralelamente se procedió a la medición de la resistividad del suelo a las profundidades de 20, 40 y 60 cm. Para la medición de la resistividad en la calicata se procedió a insertar cuatro electrodos separados una distancia de 10 cm entre sí, luego se aplicó la ecuación de Wenner que tiene en cuenta la profundidad de inserción de los electrodos en el suelo. En este trabajo no se ha utilizado la función para el pasaje de las resistividades a humedad, ya que se necesita de mayor cantidad de datos. Por este motivo se presentan las tomografías en valores de resistividad en ohm m y luego la operaciones de diferencias mediante la función de lapso de tiempo en porcentaje de la variación de la resistividad.

Humedad y tensión del suelo

Se instalaron en el suelo cuatro sensores FDR (Decagon 10 HS), uno en cada tratamiento, a dos metros de la transecta, los cuales midieron humedad volumétrica a los 25 cm y 40 cm de profundidad durante todo el ciclo del cultivo. Adicionalmente, en cada tratamiento se realizaron mediciones de humedad por el método gravimétrico hasta el metro de profundidad.

También se instalaron seis tensiómetros tres en cada uno de los tratamientos con longitudes de 25, 45 y 75 cm, los mismos se ubicaron a 1,6 m de la transecta. La instrumentación se completó con la colocación de dos lisímetros, uno en cada sector, a una profundidad de 0,4 m para colectar agua de drenaje del suelo. Un detalle del equipamiento instalado puede observarse en la Figura 1.

Pluviometría y freatimetría

La instrumentación se completó con un pluviómetro emplazado a unos 40 m de la transecta, para la medición de la profundidad de la zona saturada se contó con una perforación en la cual se midió semanalmente las variaciones del acuífero.

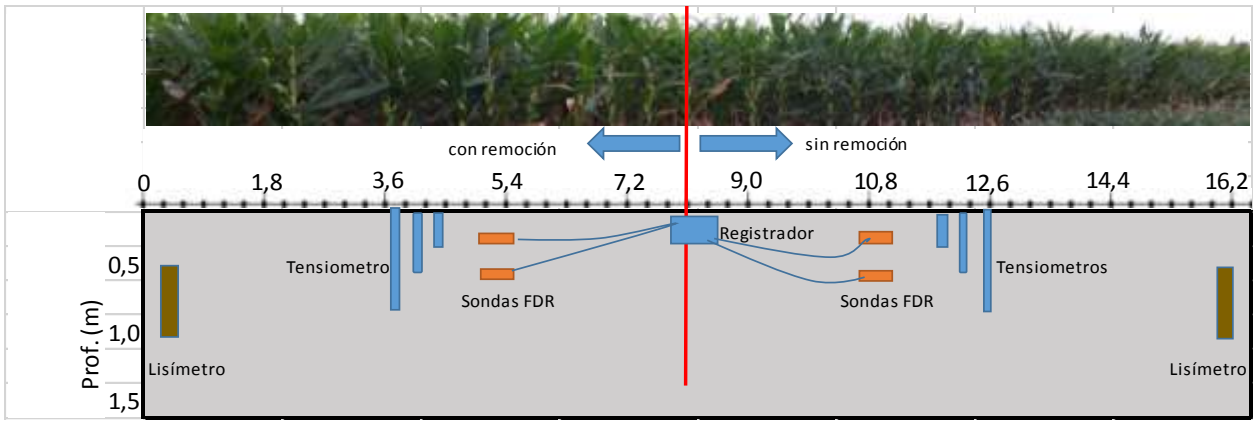


Figura 1.Instrumentación y disposición de los electrodos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Variación de la humedad y tensión del suelo

Durante el período considerado se observa un progresivo secado del perfil debido a la extracción de agua por las raíces de las plantas y también debido a que la época estival fue tórrida y con escasas lluvias, durante el período precipitaron 147 mm en seis eventos, de los cuales el mayor fue de 37 mm el 27 de febrero de 2018.

Un gráfico de la evolución de la humedad puede verse en la Figura 2, la misma muestra un mayor secado del nivel superior del suelo, levemente mayor para el sector sin remoción. En el caso de la medición a 40 cm se produce una marcada diferencia con mayor secado del sector sin remoción.

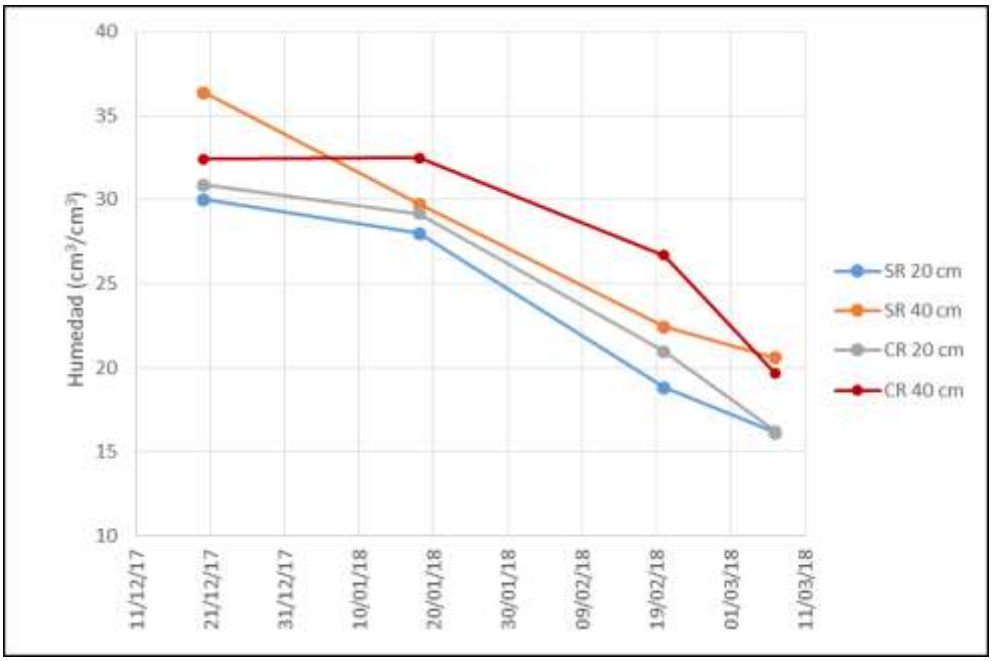


Figura 2. Evolución de la humedad volumétrica durante el ensayo.

La tensión matricial del suelo a 25 y 45 cm de profundidad fue menor en la zona con remoción con respecto a la no removida lo cual indicaría una más rápida succión por parte de las plantas con mayor evapotranspiración de este sector cuando el suelo se encontraba con buena disponibilidad de agua. Este comportamiento se verifica en los dos primeros meses, luego la ausencia de lluvias de importancia hicieron que las tensiones lleguen a valores muy bajos cercanos al límite de medición de los tensiómetros en los dos tratamientos. El sector sin remoción tuvo un descenso de la tensión matricial más paulatina al comienzo del ciclo.

Tomografías de resistividad eléctrica

Las tres tomografías se presentan en la Figura 3, puede observarse en primer lugar que el error en la inversión fue muy bajo lo cual permite tener mayor confianza en la interpretación y procesamiento de los datos de campo. Para una mejor comparación entre los registros se ha utilizado la misma escala de resistividades de 10 a 150 ohm m. Los sectores con resistividades menores a 20 ohm m indican suelo con buena humedad. A medida que la resistividad sube se interpreta que el suelo se encuentra más seco. Como la resistividad es una combinación del tipo de material, contenido de humedad y cantidad de sales del agua, se debe tener en cuenta que en partes del perfil, la resistividad está mostrando cambios de las características de los materiales presentes. Es así que a los 1,3 a 1,5 m de profundidad se encuentra un horizonte petrocálcico que en las tomografías es señalado con altas resistividades aun cuando este se encuentra con cierto grado de humedad.

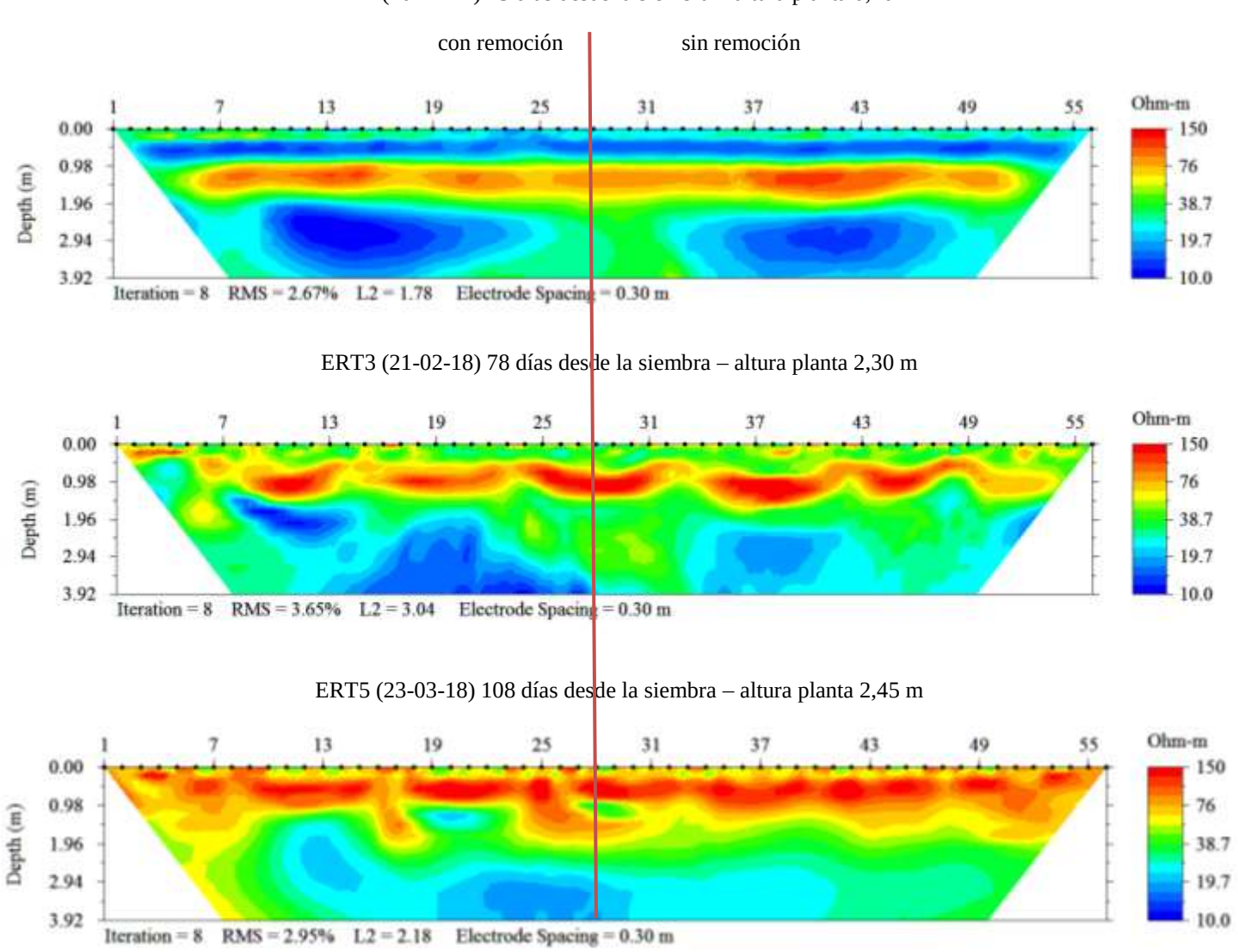


Figura 3. Resultado de las tomografías realizadas en valores de resistividad (ohm m) durante el ciclo del cultivo.

La primer ERT realizada luego de 15 días de la siembra muestra un suelo homogéneo en cuanto al estado hídrico, con buena humedad en todo el perfil hasta el metro de profundidad. Luego se observan resistividades mayores a 70 ohm m que corresponden al nivel petrocálcico ya mencionado. Se pueden ver variaciones en la resistividad debido a diferencias en la estructura y continuidad del nivel de tosca y la diferente humectación de la misma. Por debajo, luego de los dos metros, se presenta la zona no saturada, la cual también muestra buen contenido de humedad. El acuífero se encuentra a unos 4 m de profundidad.

La siguiente tomografía, después de 78 días de la siembra y con plantas de 2,30 m de alto, permite observar el profundo secado del suelo coincidente con los contenidos de humedad mostrados en la Figura 2.

La última ERT muestra un profundo secado del perfil, en principio se ve que este ha sido más profundo en el sector sin descompactar es decir la zona entre los electrodos 28 y 56. Esto está respaldado por las mediciones de humedad y tensiometría realizadas en la transecta. Mejores definiciones se tendrán cuando las resistividades sean convertidas a humedad luego de haber obtenido las correspondientes funciones.

Para mejorar la interpretación anterior basada en tomografías individuales, estas se procesaron por diferencia en el lapso de tiempo obteniendo los resultados mostrados en las Figuras 4, 5 y 6.

Las tomografías 1 y 3 (Figura 4) indican un mayor secado del perfil debido a que la primer tomografía mostraba buen almacenamiento de humedad del suelo, después de 78 días el suelo se secó por lo cual se observa un fuerte cambio en el porcentaje de la variación de la resistividad para el momento inicial e intermedio. La diferencia entre las tomografías 3 y 5 (Figura 6) indican una menor variación porcentual de las resistividades porque el suelo se mantuvo seco con muy escasas precipitaciones con lo cual la extracción de agua fue menor que la observada entre las dos primeras tomografías. En este caso se puede ver que la zona sin descompactar muestra mayor diferencia de resistividad es decir un mayor secado. Esta tendencia se observa también en la diferencia de resistividad entre la tomografía inicial y la última realizada a los 108 días de la siembra (Figura 5), las mayores diferencias de resistividad llegan a más de 1000 %. Como se expresó anteriormente estos resultados deberán ser corroborados con la conversión y procesamiento de las resistividades a humedad.

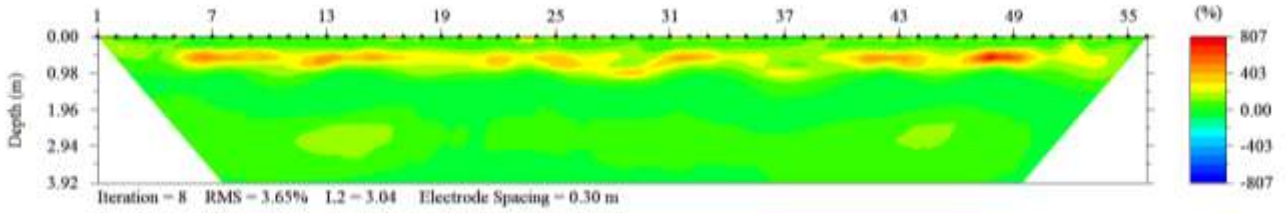


Figura 4. Procesamiento en el lapso de tiempo, valores de porcentaje de diferencia de la resistividad en ohm m entre la tomografía 1 y 3.

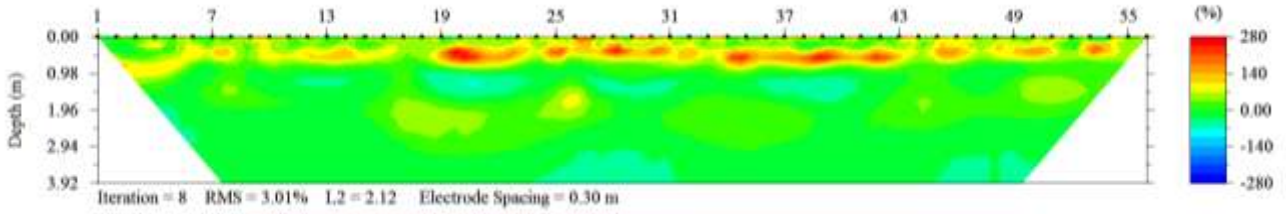


Figura 5. Procesamiento en el lapso de tiempo, valores de porcentaje de diferencia de la resistividad en ohm m entre la tomografía 3 y 5.

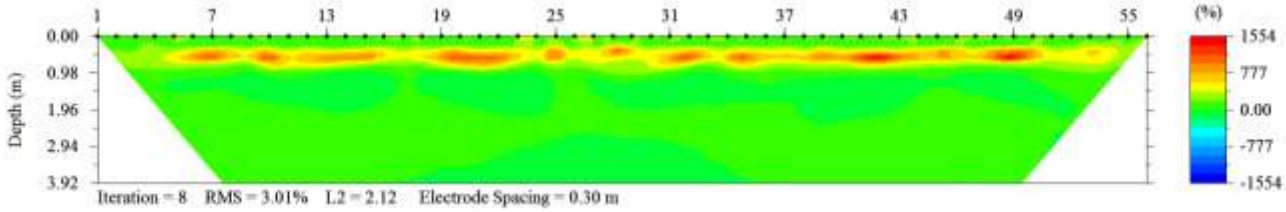


Figura 6. Procesamiento en el lapso de tiempo, valores de porcentaje de diferencia de la resistividad en ohm m entre la tomografía 1 y la 5.

CONCLUSIONES

La metodología propuesta ha mostrado ser una interesante herramienta para discernir acerca de la conveniencia o no de la descompactación mecánica de un lote trabajado durante varios años con siembra directa. Las mediciones de humedad realizadas en ambos tratamientos tienen relación con los resultados arrojados por la tomografía con el módulo de diferencias en el lapso de tiempo. El sector no descompactado muestra un secado más profundo del suelo según lo muestran las tomografías y lo corrobora las determinaciones de humedad en el tiempo que duró el ensayo. Estos resultados son preliminares y deberán ser considerados nuevamente aplicando funciones de humedad-resistividad a las tomografías para de ese modo poder realizar un balance de masa del agua durante el ciclo del cultivo.

La mayor ventaja como se ha visto de la metodología aplicada radica en que se obtiene una visión de una transecta sin disturbar y la posibilidad de hacer un seguimiento en el tiempo del estado de humedad del suelo bajo diferentes tratamientos.

AGRADECIMIENTOS

Se reconoce la colaboración del Sr. Alberto Lier, propietario del establecimiento donde se realizó el estudio y del Ing. Ricardo Fernández que proporcionó el híbrido de maíz.

BIBLIOGRAFÍA

- Advanced Geosciences, Inc., 2005. EarthImager 2D, resistivity and IP inversion software, version 2.2.8. Instruction manual. Austin Texas. 135 p.
- Dietrich S; P Weinzettel & M Varni. 2014. Infiltration and drainage analysis in a heterogeneous soil by electrical resistivity tomography. Soil Sci Soc Am J 78:1153–1167.
- Grosso, JA; JM Ressia; CV Bongiorno; GO Mendivil; MC de Pablo & R Balbuena. 2014. Eficiencia energética de la descompactación de un suelo bajo siembra directa. XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Bahía Blanca, 5 al 9 de mayo. Trabajo: 0243 A. Pag. 6.
- Michot, D; Y Benderitter; A Dorigny; B Nicoullaud; D King & A Tabbagh. 2003. Spatial and temporal monitoring of soil water content with an irrigated corn crop cover using surface electrical resistivity tomography. Water Resour. Res. 39:1138–1157.
- Sadras, VO; GJ O´Leary & DK Roget. 2005. Crop responses to compacted soil: capture and efficiency in the use of water and radiation. Field Crops Research, 91(2-3), 131-148.
- Samouëlian, A; I Cousin; A Tabbagh; A Bruand & G Richard. 2005. Electrical resistivity survey in soil science: a review. Soil and Tillage Res. 83:173-193.
- Schwartz, BF; ME Schreiber & T Yan. 2008. Quantifying field scale soil moisture using electrical resistivity imaging. J. of Hydrology, 362, 234-246.
- Soil Survey Staff. 2014. Claves para la Taxonomía de Suelos. Departamento de agricultura de los Estados Unidos. XII Edición. 399 p.
- Srayeddin, I & C Doussan. 2009. Estimation of the spatial variability of root water uptake of maize and sorghum at the field scale by electrical resistivity tomography. Plant Soil 319:185–207.
- Weinzettel, P; M Varni; S Dietrich & E Usunoff, 2009b. Evaluación de tres dispositivos de tomografía eléctrica para la identificación de horizontes petrocálcicos en el suelo. Ci. Suelo 27(1):135-146.

C4P64. DINÁMICA HÍDRICA EN UN SUELO BAJO DESCOMPACTACIÓN MECÁNICA. RESPUESTA EN RENDIMIENTO Y CALIDAD DEL CULTIVO DE TRIGO.

Grosso, Javier A.[1*3]; Ressia, Juan M.[1]; Bongiorno, Carlos V.[1]; Weinzettel, Pablo[1.2.]; Mendivil, Gustavo[1]; Lázaro, Laura[1] y de Pablo, Cristina[1].

[1] Facultad de Agronomía (UNCPBA). [2] Instituto de Hidrología de Llanuras (UNCPBA, CIC). [3] Becario CIC, pcia de Bs. As.
*Autor de contacto:grossojavier52@gmail.com; Rep de Italia 780 (7300) Azul (BA).

RESUMEN

La descompactación mecánica es una práctica que mejora las propiedades físicas del suelo, aunque no siempre se traduce en mayor rendimiento en grano. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la descompactación mecánica sobre la dinámica del agua en el suelo y su respuesta en rendimiento y calidad de un cultivo de trigo. En un lote, con signos de compactación, ubicado el centro de la provincia de Buenos Aires, se realizó un ensayo, donde se contrastaron dos tratamientos: i) testigo, sin descompactar y ii) descompactado. Se utilizó un diseño en bloques al azar, se midieron precipitaciones, escurrimiento, percolación, y humedad del suelo. En el cultivo se cuantificó la biomasa seca producida, el rendimiento en grano, algunos parámetros de calidad y se calculó la eficiencia del uso del agua (EUA). La descompactación no modificó la dinámica hídrica del suelo; sí generó un aumento en la producción de biomasa seca de 608 kg ha^{-1} aunque este aumento no se tradujo en mayor rendimiento en grano. El porcentaje de proteína en los tratamientos descompactados aumentó casi medio punto porcentual. La EUA fue un 5 % mayor en grano y un 7 % mayor en biomasa, respecto al tratamiento testigo. Esta mayor eficiencia podría explicarse por un aumento en la captura de otros recursos (radiación, nitrógeno) que mejoraron principalmente el crecimiento inicial, respecto al tratamiento sin descompactar; si bien las diferencias de rendimiento no fueron suficientes para detectar diferencias estadísticas, al considerarlas juntamente con una menor ET producida, permitieron que la EUA resultara mayor en el tratamiento descompactado.

Palabras clave: Rendimiento, eficiencia, humedad.

INTRODUCCIÓN

La descompactación mecánica de suelos es una práctica recomendada en lotes agrícolas que presentan capas compactadas (Spoor *et al.*, 2003; Grosso *et al.*, 2014), generalmente asociada a la agricultura continua. Si bien los beneficios en las propiedades físicas del suelo son notables, los efectos sobre el rendimiento de los cultivos son variables. En trabajos de descompactación realizados por Álvarez *et al.* (2006) y Botta *et al.* (2006), se obtuvieron aumentos de rendimiento en cultivos de maíz y de girasol. En cambio, Ferraris (2004), no obtuvo respuesta a la descompactación en maíz. Por otro lado, en trigo, Sadras *et al.* (2005) observaron resultados muy variables con la práctica de descompactación, desde sin respuesta hasta 43 % de aumento del rendimiento. Esta variabilidad en los rendimientos podría estar relacionada a una menor disponibilidad de agua en la etapa de llenado de grano, debido a la remoción (Rodríguez et al., 2000), más aún en campañas con escasas precipitaciones. En trigo, en tratamientos descompactados, Sadras *et al.* (2005) observaron incrementos en la intercepción de la radiación solar y en los valores de SPAD (contenido de clorofila) hasta mediados del período crítico para la generación del rendimiento. Estos resultados estarían indicando una mayor captura de recursos en las etapas iniciales de crecimiento, generando un mayor crecimiento radical y un mejor aprovechamiento del agua del suelo (Álvarez *et al.*, 2000). Por otro lado, la remoción a través de labranza vertical incrementa los niveles de nitrógeno mineralizado en el suelo, propiciando un mayor crecimiento inicial del cultivo (Ferrary *et al*., 2014), además de mejorar la calidad a través de un incremento en los niveles de proteína en grano (Sempé & Chidichimo, 2004). La compactación podría alterar la eficiencia del uso del agua por parte de los cultivos (EUA). Esta se define como la biomasa o el rendimiento de granos por unidad de evapotranspiración (ET) (López-Castañeda, 2007). Como regla general, los cereales en condiciones de crecimiento potencial tienen una producción de granos con relación al agua transpirada de aproximadamente 20 kg ha^{-1} mm^{-1} (Passioura, 2006). Castellarín *et al*. (2005) obtuvieron valores de EUA en grano de trigo de entre 8 y10 kg ha^{-1} mm^{-1} bajo las condiciones de suelo y clima reinantes en la provincia de Santa Fé, coincidente con los 8,7 kg ha^{-1} mm^{-1} para condiciones de secano en la región de Balcarce, provincia de Buenos Aires (Abbate *et al.*, 2004).

El conocimiento del balance y de la dinámica hídrica, podrían explicar la ocasional falta de respuesta a la descompactación mecánica en rendimiento, pese a las mejoras en las condiciones físicas del suelo. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la descompactación mecánica sobre la dinámica del agua en el suelo y su impacto en el rendimiento de un cultivo de trigo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó un ensayo en un establecimiento ubicado en el partido de Azul, provincia de Buenos Aires (Latitud Sur 36° 49' 49'', Longitud Oeste 59° 53' 18''). El lote cuenta con un suelo Argiudol Petrocálcico (Soil Taxonomy, 2014), con una larga historia agrícola. A través de una caracterización previa, se detectó una capa compactada entre los 150 y 200 mm de profundidad, con valores de resistencia a la penetración cercanos a 1500 kPa, medidos con una humedad gravimétrica próxima a capacidad de campo para dicho suelo. A partir de esta información se definieron dos tratamientos: a) Testigo, sin descompactar (SD) y b) descompactado a 23 cm de profundidad (CD). Se empleó un diseño estadístico en bloques al azar con cuatro repeticiones, con parcelas de 15 m de ancho y 240 m de longitud. Para el tratamiento de descompactación se utilizaron 6 cuerpos escarificadores separados a 535 mm con una reja alada en el extremo inferior. El 20 de junio, tres días después de realizada la labor, se sembró trigo, variedad ACA 356, de ciclo largo/intermedio para la zona. Se fertilizó a la siembra con 65 kg ha^{-1} de fosfato diamónico y en el estado Z20 (Zadoks *et al*., 1974) con urea a razón de 75 kg ha^{-1}.

Se instalaron en el suelo dos sensores FDR (Decagon 10 HS), uno en cada tratamiento, los cuales midieron humedad volumétrica entre los 150 y 270 mm de profundidad, durante todo el ciclo del cultivo. Los datos de cada medición se almacenaron en un registrador de datos "Decagon Em5b". Adicionalmente, en cada tratamiento se realizaron mediciones de humedad por el método gravimétrico, al comienzo y al final del ciclo, hasta el metro de profundidad.

Para determinar la escorrentía superficial se construyeron e instalaron parcelas de escurrimiento de 1,20 m^2. También se midió la percolación, para tal fin se construyeron e instalaron dos lisímetros de mecha, uno para cada tratamiento. Los lisímetros estuvieron basados en el modelo de flujómetro de Gee (2009). Las precipitaciones se midieron con un pluviómetro instalado en el ensayo.

A partir de las variables medidas, se calculó la evapotranspiración del cultivo, con la ecuación de balance hídrico (Zhang, 2001).

$$ET = P - D - E - (HF - HI)$$

ET: Evapotranspiración; P: Precipitaciones; D: Drenaje; E: Escurrimiento; HF: Humedad final; HI: humedad inicial.

En el estado Z55, aproximadamente a la mitad del período crítico en el que se define el rendimiento en trigo (Fischer, 1985), se midió biomasa, intercepción de radiación y SPAD (contenido de clorofila). A la madurez del cultivo, se realizaron 5 muestreos en una superficie de 1 m^2, en cada una de las parcelas, para determinar la biomasa seca producida, el rendimiento en grano y los atributos de calidad del grano (porcentaje de proteína, peso hectolítrico y peso de mil granos).

Finalmente, para cada tratamiento, se calculó la eficiencia en el uso del agua, tanto para la producción de grano (EUA_g), como para la producción de biomasa (EUA_b). Sobre los datos obtenidos se realizaron análisis de varianza, por medio del programa estadístico "Infostat" y el test de Tukey con α=0,10, para la comparación de medias.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Evaluación de la dinámica hídrica

En la Figura 1 se presentan la distribución de las precipitaciones y la evolución de la humedad volumétrica del suelo entre los 150 y 270 mm, medida para todo el ciclo del cultivo de trigo durante la campaña 2016 en el sitio del ensayo.

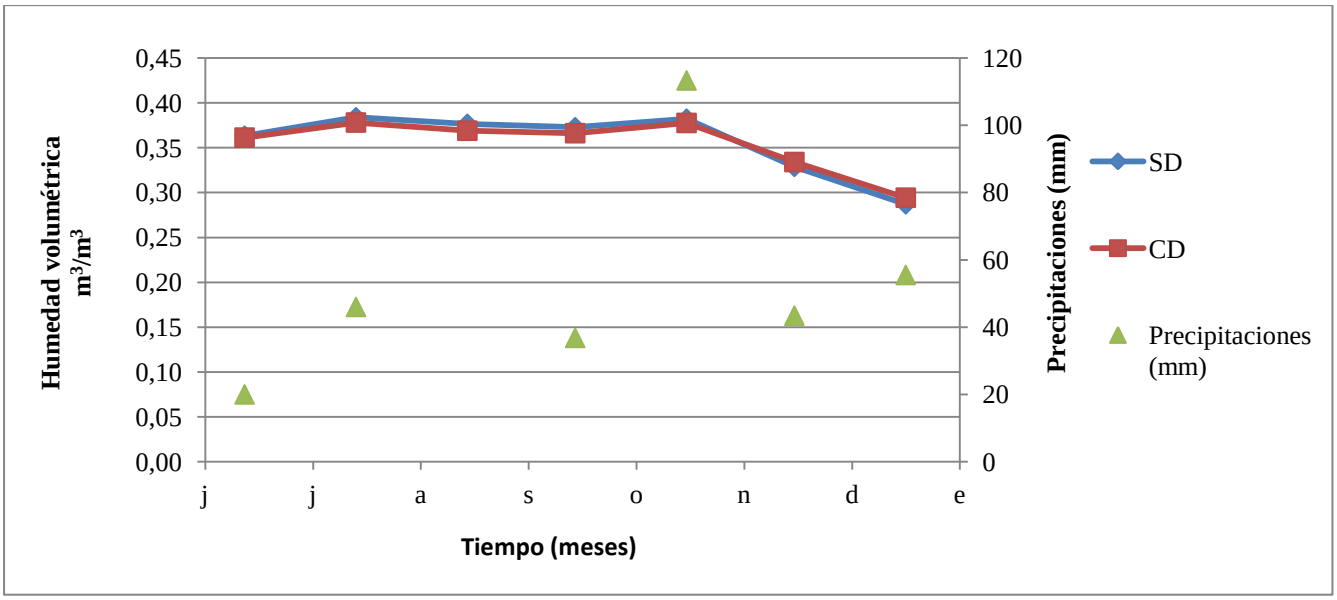


Figura 1: Humedad volumétrica (m^3/m^3) del suelo (150-270 mm) y precipitaciones mensuales (mm), en función del tiempo, durante el ciclo del cultivo para dos tratamientos de descompactación inicial del suelo, sin descompactar (SD) y descompactado (CD).

Las lluvias del año totalizaron 793 mm, por debajo de la media anual de la zona de 914 mm (promedio 1901-2012, estación Azul del Servicio Meteorológico Nacional). Alrededor del 40 % de las precipitaciones, 319 mm, se produjeron durante el ciclo del cultivo, desde el 20 de junio al 25 de diciembre. La distribución fue uniforme para la mayoría de los meses; en agosto no se registraron lluvias, mientras que, en octubre, coincidiendo con el período crítico del cultivo, ocurrieron las mayores precipitaciones (117 mm). La descompactación no tuvo influencia sobre la variable humedad volumétrica (DMS= 0,026), al menos en la profundidad evaluada. A partir de los primeros días de noviembre el contenido de humedad comenzó a descender significativamente en ambos tratamientos (Figura 1); esto fue debido a las condiciones de alta evapotranspiración del cultivo, las que generaron una demanda hídrica ampliamente superior a las precipitaciones ocurridas. En cuanto al escurrimiento, lo registrado no alcanzó el 0,5 % de las precipitaciones, por lo que se podría considerar nulo. Esto se explica por la ausencia de precipitaciones de alta intensidad, sumado a la ausencia de pendiente. La máxima intensidad de precipitación registrada para todo el ciclo de cultivo fue de 13 mm h^{-1} (IHLLA, 2016). Por otro lado, sólo se registró percolación en dos momentos del ciclo del cultivo, en julio y en septiembre, ya que la humedad del suelo entre julio y octubre (Figura 1) se mantuvo cerca de capacidad de campo (36-37 vol vol^{-1} aproximadamente). La pérdida por percolación fue de 27 mm en el tratamiento descompactado y alcanzó los 19 mm en el tratamiento sin descompactar; esto corresponde al 9 % y al 6 % respectivamente del total de agua precipitada. Estas diferencias no fueron significativas (Tabla 1). En líneas generales, la descompactación mecánica, no incrementó las pérdidas de agua por percolación, ni modificó de manera significativa la dinámica hídrica, por lo que ambos tratamientos contaron con la misma disponibilidad de agua durante todo el ciclo del cultivo, condición que difiere de lo reportado por Rodríguez et al. (2000).

Tabla 1: Precipitaciones (P); humedad inicial (HI); humedad final (HF); drenaje profundo (D); escurrimiento (E); evapotranspiración (ET); eficiencia en el uso del agua para grano (EUA); eficiencia en el uso de agua para biomasa seca producida (EUE).

Trat.	P (mm)	HI (mm)	HF (mm)	D (mm)	E (mm)	ET (mm)	ETdía^{-1} (mm.día^{-1})	EUA_g (kg grano mm^{-1})	EUA_b (kg Biom.mm^{-1})
SD	319	383,3	266,9	19,4	0	415,9	2,3	11,5 b	29,9 b
CD	319	381,3	264,3	27,2	0	408,8	2,3	12,1 a	31,9 a

Letras diferentes entre filas de una misma columna indican diferencias estadísticamente significativas entre estratos; EUA: DMS=0,44; EUE: DMS=1,34

Efecto de la descompactación sobre el cultivo de trigo

El tratamiento descompactado generó mayor producción de biomasa seca, mayor intercepción de radiación y mayor contenido de nitrógeno en hoja, medido indirectamente a través del SPAD, en Z55 (Tabla 2). CD produjo 541 kgha^{-1} más de biomasa seca, 6 % más de intercepción de radiación, y el contenido de clorofila superó en 2,6 % al tratamiento SD. Estos resultados son coincidentes con lo hallado por Sadras *et al*. (2005); el cultivo estaría siendo favorecido en su crecimiento por una mayor disponibilidad de recursos, como resultado de la remoción mecánica.

Tabla 2: Biomasa seca (kg ha^{-1}) producida, radiación interceptada (%) y contenido de clorofila (SPAD) de trigo en el estado Z55 de los tratamientos sin descompactación (SD) y con descompactación (CD).

Tratamiento	Biomasa seca (kg ha^{-1})	Radiación interceptada (%)	SPAD (unidades SPAD)
SD	7673 b	0,78 b	38 b
CD	8214 a	0,83 a	39 a
DMS	450,12	0,05	0,87

Valores en la misma columna seguidos por igual letra no difieren entre sí (p≤0,10).

Si bien las diferencias en parámetros de cultivo fueron claras en la etapa de generación de área foliar previa al período crítico (20 días antes de antesis hasta 10 días después), estas se fueron perdiendo a medida que el cultivo avanzó en su desarrollo. Consecuentemente, la descompactación no generó un impacto significativo sobre el rendimiento en grano de trigo, aunque la biomasa seca producida hasta madurez fue 608 kg ha^{-1} mayor en este tratamiento (Tabla 3). Si bien la descompactación en este experimento en particular no mejoró el rendimiento, la EUA, tanto para rendimiento como para biomasa total, fue mayor (Tabla 1) 5 % y 7 % superior a los tratamientos sin descompactar, respectivamente. El aumento en la EUA podría explicarse por un aumento en la captura de otros recursos (radiación, nitrógeno) que mejoraron principalmente el crecimiento inicial; también hubo un leve incremento en la pérdida de agua por percolación, respecto al tratamiento sin descompactar. Para EUAg si bien las diferencias de rendimiento entre tratamientos no fueron suficientes para detectar diferencias estadísticas, al considerarlas juntamente con la menor ET, permitieron que la EUA resultara mayor en el tratamiento descompactado. En cuanto a la magnitud de la EUA, los valores obtenidos superan levemente a los citados por Castellarín *et al*. (2005) y Abbate *et al*. (2004).

Tabla 3: Biomasa seca (kg ha^{-1}) total producida, rendimiento de grano seco (kg ha^{-1}) y número de granos por (m^2) NG de trigo en los tratamientos sin descompactación (SD) y con descompactación (CD).

Tratamiento	Biomasa total (kg ha^{-1})	Rendimiento (kg ha^{-1})	NG (gr m^{-2})
SD	12446 b	4750 a	11377 a
CD	13054 a	4948 a	11876 a
DMS	526,6	179,8	663

Valores en la misma columna seguidos por igual letra no difieren entre sí (p≤0,10).

En líneas generales la descompactación puso a disposición del cultivo mejores condiciones de crecimiento, menor resistencia a la exploración radical (Álvarez *et al.*, 2000) y mayor mineralización, principalmente en la etapa vegetativa, donde la humedad del suelo no fue limitante. Ante condiciones de balance hídrico desfavorable en la etapa reproductiva, la mayor producción de biomasa alcanzada por las mejores condiciones no generó mayor rendimiento en granos.

En cuanto a los parámetros de calidad evaluados, se encontraron diferencias de casi medio punto porcentual en el porcentaje de proteínas en grano a favor del tratamiento CD (Tabla 4), concordando con lo encontrado por Sempé & Chidichimo (2004). Las diferencias en la concentración de proteína estarían asociadas a un leve aumento en los niveles de

nitrógeno mineralizado en el suelo (Ferrary *et al*., 2014) más que a un efecto de dilución, ya que el rendimiento en CD resultó ligeramente superior al testigo sin descompactar. Si bien en CD los valores de proteína no alcanzaron al 11%, en el cual la mercadería no sufre bonificaciones ni descuentos según las normas de comercialización de trigo en Argentina, los descuentos serían levemente menores que en SD. Por otro lado, el peso hectolítrico en ambos tratamientos fue similar y relativamente alto; mercaderías con esos valores son clasificadas como grado 1 y reciben bonificaciones en el precio de venta.

Tabla 4: Porcentaje de proteína en grano (%), peso hectolítrico (kg hl^{-1}) y peso de mil granos (g) de trigo bajo tratamiento sin descompactación (SD) y con descompactación (CD), en madurez.

Tratamiento	Proteína del grano (%)	Peso hectolítrico (kg/hL)
SD	10,3 b	80,6 a
CD	10,7 a	80,4 a
DMS	0,21	1,04

Valores en la misma columna seguidos por igual letra no difieren entre sí ($p \leq 0,10$).

CONCLUSIONES

La dinámica del agua no se vio modificada ante la labor de descompactación, siendo las pérdidas por escurrimiento nulas y por percolación indiferentes para ambos tratamientos.

La remoción de la capa compactada generó incrementos en la producción de biomasa seca y en el porcentaje de proteína en grano, pero no aumento de rendimiento.

Suelos descompactados presentan una mayor eficiencia en el uso del agua, no por un mayor contenido de agua en el suelo, sino por una mejora en la disponibilidad de recursos, durante la etapa de crecimiento vegetativo del cultivo.

BIBLIOGRAFÍA

- Abbate, PE; JL Dardanelli; MG Cantarero; M Maturano; RJ Melchiori & EE Suero. 2004. Climatic and water availability effects on water-use efficiency in wheat. Crop Science, 44(2), 474-483.
- Álvarez, C; MA Taboada; C Bustingorry & FH Gutiérrez Boem. 2006. Descompactación en siembra directa: efectos sobre las propiedades físicas y el cultivo de maíz. Ciencia del Suelo, 24(1), 1-10.
- Botta, GF; D Jorajuría; R Balbuena; M Ressia; C Ferrero; H Rosatto & M Tourn. 2006. Deep tillage and traffic effects on subsoil compaction and sunflower (Helianthus annus L.) yields. Soil and tillage Research, 91(1-2), 164-172.
- Castellarín, JM; F Salvagiotti; JM Andriani; O Rosso & D Dignani. 2005. Influencia de la disponibilidad de agua y de la radiación sobre parámetros fisiológicos en cultivares de trigo con diferentes estructuras de canopeo. Para mejorar la producción. Conferencia Mundial de Trigo. Mar del Plata (Buenos Aires), 31, 11-13.
- Ferraris, GN. 2004. Descompactación de suelos bajo siembra directa. Revista de Tecnología Agropecuaria-INTA Pergamino, 46-48.
- Ferrary Laguzzi, F; R Osinaga; JL Arzeno; AR Becker & T Rodríguez. 2014. Fraccionamiento y mineralización de la materia orgánica en distintos sistemas de labranza en un Inceptisol de Salta. Ciencia del Suelo, 32(1), 63-72.
- Fischer, RA. 1985. Number of kernels in wheat crops and the influence of solar radiation and temperature. The Journal of Agricultural Science, 105(2), 447-461.
- Gee, GW; BD Newman; SR Green; R Meissner; H Rupp; ZF Zhang & J Salazar. 2009. Passive wick fluxmeters: Design considerations and field applications. Water Resources Research, 45(4).
- Grosso, JA; JM Ressia; CV Bongiorno; GO Mendivil; MC de Pablo & R Balbuena. 2014. Eficiencia energética de la descompactación de un suelo bajo siembra directa. XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Bahía Blanca, 5 al 9 de mayo. Trabajo: 0243 A. Pag. 6.
- López-Castañeda, C. 2007. Eficiencia en el uso del agua: intercambio gaseoso entre transpiración y fotosíntesis. Conferencia: IV Encuentro Participación de la Mujer en la Ciencia, Guanajuato, México, vol. 1.

- Passioura, J. 2006. Increasing crop productivity when water is scarce - From breeding to field management. Agricultural Water Management, 80(1-3), 176-196.
- Rodríguez, S; J Ruz; P Valenzuela & N Belmar. 2000. Efecto del sistema de laboreo en las pérdidas de suelo por erosión en la rotación trigo-avena y praderas en la precordillera andina de la región centro sur. Agricultura Técnica, 60(3), 259-269.
- Sadras, VO; GJ O´Leary & DK Roget. 2005. Crop responses to compacted soil: capture and efficiency in the use of water and radiation. Field Crops Research, 91(2-3), 131-148.
- Sempé, ME & HO Chidichimo. 2004. Efecto del sistema de labranza en la calidad industrial del trigo. In: Actas del VI Congreso Nacional de Trigo. Bahía Blanca, 20, 312-313).
- Spoor, G; FGJ Tijink & P Weisskopf. 2003. Subsoil compaction: risk, avoidance, identification and alleviation. Soil and Tillage Research, 73(1-2), 175-182.
- Tanner, CB & TR Sinclair. 1983. Efficient Water Use in Crop Production: Research or Re-Search? 1. Limitations to efficient water use in crop production, (limitations toef), 1-27.
- Zadoks, JC; TT Chang & CF Konzak. 1974. A decimal code for the growth stage of cereals. Weed Research, 14(6), 415-421.
- Zhang, L; WR Dawes & GR Walker. 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. Water Resources Research, 37(3), 701-708.

C4P65. VARIACIÓN CRONOLÓGICA DE LA SOSTENIBILIDAD EDÁFICA EN SISTEMA SOJA-MAÍZ-TRIGO EN SIEMBRA DIRECTA. TUCUMÁN, ARGENTINA.

Guillén, Silvia C.[1]; Corbella, Roberto D.[1]; Vidal, Pedro J.[1]; Grancelli, Stella M.[1]; Canelada Lozzia, María.I.[1]; Juri, Susana.[1] y Arraiza, María P.[2]

1 Facultad de Agronomía y Zootecnia. Av. Kirchner 1900, (4000), S.M. de Tucumán, Argentina.
2Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Universidad Politécnica de Madrid. España
sguillen@faz.unt.edu.ar – sguille13@gmail.com

RESUMEN

La agricultura sostenible se basa en principios ecológicos, sociales y económicos junto a actividades, tecnologías y políticas que conducen a incrementar o mantener la producción que satisfaga las necesidades humanas. En Tucumán la producción de granos presenta problemáticas que disminuyen la sostenibilidad, siendo la secuencia soja-maíz-trigo en siembra directa el manejo tecnológico más difundido que busca la conservación de recursos. Considerando que la evaluación de la sostenibilidad permite analizar simultáneamente dos o más sistemas y su evolución en el tiempo, el objetivo del trabajo fue realizar un análisis comparativo de la sostenibilidad edáfica en secuencia soja-maíz-trigo bajo sistema de siembra directa en el tiempo en la región agroecológica llanura chacopampeana. Se comparó la variación entre los años 2004 y 2015 empleando los indicadores: Estabilidad Estructural, Densidad Aparente, Carbono Liviano y Orgánico Total, Nitrógeno total y Fósforo disponible. Se calcularon Índices de Sostenibilidad Parciales y Globales.El análisis de la sostenibilidad edáfica del agroecosistema estudiado presenta una tendencia a la conservación del recurso suelo en su estado degradado, sin que se haya detectado una recuperación de características fundamentales que hacen a la calidad de los suelos, luego de 11 años con sistema de siembra directa.

Palabras clave: Sostenibilidad edáfica, indicadores, soja-maíz-trigo

INTRODUCCIÓN

La gestión sostenible de la tierra se resume como el uso de los recursos suelo, agua, flora y fauna para la producción de bienes requeridos por la humanidad, mientras se asegure el potencial productivo de dichos recursos a largo plazo y el mantenimiento de sus funciones ambientales. La agricultura que permite mejorar la productividad y la sostenibilidad de la producción intensiva de cultivos se basa en un enfoque ecosistémico que deberá estar sustentado en la contribución de la naturaleza al crecimiento de los cultivos, tales como la materia orgánica, la regulación de los ciclos de los nutrientes y de los flujos de agua, la gestión integrada de plagas y enfermedades, entre otras(FAO 2011).Para determinar si los agroecosistemas conducidos bajo preceptos y acciones de la agricultura sostenible se mantienen en el tiempo, se emplean indicadores que resumen información mostrando la tendencia del sistema evaluado (Masera *et al*. 1999, Gliesmman*et al*. 2007). A nivel mundial y en nuestro país se realizaron trabajos de investigación que incluyen el desarrollo y empleo de Indicadores de Sostenibilidad (IS) e Indicadores de Calidad (IC) de suelo, aplicados a diferentes agroecosistemas y agroindustrias en los que se evaluarondiversos vectores ambientales (Doran 2002, Rivero *et al*. 2002, Evia& Sarandón 2002, Sarandón 2009, Guillén *et al*. 2007, 2010).

Entre estos indicadores, los relacionados con la calidad de los suelos tienen gran importancia para definir propiedades y procesos para la evaluación del funcionamiento de los mismos (Doran y Jones, 1996). El estudio de estos indicadores también puede ser usado para determinar el grado de la sostenibilidad del manejo de los suelos a través de la evaluación de las propiedades físicas, químicas y biológicas. Pero para que estas variables se constituyan en indicadores de sostenibilidad, es decir, en unidades de información que resuman las características del sistema analizado, deben pasar por un proceso de selección (Guillén 2008, Sarandón 2009). Otra forma de evaluación de la sostenibilidad, que no siempre da una certeza sobre la tendencia de la sostenibilidad, es el empleo de listas de verificación en las que se registra la aplicación de prácticas de agricultura sustentable o de Buenas Prácticas Agrícolas (Guillén 2008). En ese sentido una asociación de productores argentinos certifica Prácticas Agrícolas Sustentables por medio de auditorías externas, donde se evalúa la rotación de cultivos y el manejo integrado de plagas, entre otros aspectos (Aapresid 2018).En el análisis de la producción de soja en Argentina, Altieri (2003) expresa que el modelo ha producido una deuda ecológica inmensaque las generaciones futuras deberán pagar, lo que justificaría los esfuerzos para evaluar la tendencia de la sostenibilidad de estos agroecosistemas.

En la provincia de Tucumán, en la región agroecológica pedemonte, se realizaron trabajos para seleccionar IS en el vector suelo, determinándose que las variables asociadas a la fertilidad revelaron una gran sensibilidad a los cambios en el manejo del suelo (Guillén *et al.* 2002, González *et al.* 2003a,b). La región agroecológica llanura chacopampeana, ubicada al Este de la provincia, presentaba hasta mediados del siglo pasado una vegetación importante y biodiversa constituida por el bosque chaqueño. Actualmente es una región caracterizada por la producción de granos como soja, maíz y trigo. Esa radical transformación unida a manejos no conservacionistas condujeron a un importante deterioro del vector suelo, el que fue estudiado por numerosos investigadores (Zuccardi y Fadda 1972, Dantur*et al.* 1989, García *et al.* 1997, Jobbágy*et al.* 2008).El manejo tecnológico siembra directa (SD) fue incorporado como una alternativa hacia la solución de estos problemas;García y colaboradores (2006) determinaron que la SD constituyó un sistema de manejo conservacionista en terrenos recientemente incorporados a la agricultura. Sin embargo, esto no era así en los suelos con muchos años previos de labranza convencional y demostraron que los principales indicadores de calidad de los suelos para esta región fueron la estabilidad estructural (EE) y el contenido de fósforo disponible (P). Dos premisas fundamentales del sistema SD son la inclusión de una gramínea en la rotación y la aplicación de fertilizantes (Corbella *et al.* 2005; García *et al.* 2006). Para esta región agroecológica, Corbella y colaboradores (2008) determinaron que los contenidos de carbono orgánico total (COT) y carbono orgánico liviano (CL) pueden ser considerados excelentes indicadores químicos de calidad en SD secuencia soja/trigo.Desde el año 2004 se trabajó (Guillén *et al.* 2006) conindicadores de sostenibilidad a partir de indicadores de calidad de suelo en agroecosistema soja-trigogenerando un Conjunto Mínimo de Indicadores (CMI) tomando como referencia al bosque nativo. Se encontró que la EE disminuyó un 60% y la densidad aparente (DA) aumentó entre un 16 y 30%; de las variables químicas se detectó una disminución de alrededor del 50 % en COT, Ntotal y P disponible.Según el registro de la Bolsa de Cereales (2017), en la provincia de Tucumán, en la campaña 2016/17 se sembró 203.430 ha de soja; de esa superficie cultivada, se estima que más del 90% se produce con sistema de siembra directa (SD) con variantes de rotaciones y cultivos invernales como secuencia soja-maíz-trigo, soja-trigo, entre otros esquemas de manejo. Considerando que es prioritario conservar y/o incrementar los recursos productivos de estos agroecosistemas y su importancia dentro de la matriz económica de la provincia, y la necesidad de contar con información que nos muestre la tendencia de sustentabilidad, el objetivo del trabajo fue realizar un análisis comparativo de la sostenibilidad edáfica en secuencia soja-maíz-trigobajo sistema de SD en un lapso de 11 años.

MATERIALES Y MÉTODOS

La experiencia se realizó en la subregión chacopampeana subhúmeda seca, en la localidad de Gobernador Piedrabuena, Departamento Burruyacú (26º 44´ S y 64º 41´ O), al Noreste de la provincia de Tucumán, Argentina.Los suelos de esta región se han desarrollado, en su mayor parte, sobre un material madre de origen loésico (Zuccardi y Fadda 1972). El suelo más difundido es de perfil ABwC. El horizonte A es moderadamente profundo y regularmente provisto de materia orgánica, constituyendo un epipedón mólico que sobreyace sobre un endopedón cambico. Estos suelos se clasifican como Haplustoles típicos, son muy uniformes en sus propiedades, de textura franco limosa a través de todo el perfil y se caracterizan por ser propensos al planchado o encostramiento superficial.

Para la evaluación cronológica de la sostenibilidad edáfica se emplearon los datos obtenidos en el año 2004 (Guillén *et al.*2006) y se realizó un segundo muestreo en el año 2015. Se trabajó en dos macroparcelas que presentan las siguientes características:

a- Agroecosistema con cultivo de soja. En el año 2004, el lote presentaba 9 años con cultivo ininterrumpido, de los cuales los 5 primeros, desde el desmonte, fueron trabajados con sistema convencional (LC) con arado de cinceles y rastra de disco. Luego se continuó durante cuatro años con siembra directa (SD), sobre rastrojo del cultivo anterior y en los dos últimos años posteriores se incorporó trigo como cultivo invernal. Luego del año 2004, se incorporó al sistema y hasta la actualidad, otra gramínea con el siguiente esquema: cada tres campañas de soja dos de maíz y con humedad en suelo, trigo en invierno. Fertilización con fósforo según análisis de suelo.

b- Parcela con bosque nativo (BN) secundario, como sistema natural de referencia. Escasos árboles del género *Schinopsis quebracho-colorado* (Schecht.) Barkl. et Meyer (quebracho colorado) y *Prosopis alba*Grisebach. (algarrobo blanco); con presencia de arbustos: principalmente *Acacia caven*(Mol.) Mol. (churqui), *Acacia aroma* Gill. ex Hook. &Arn. (tusca) y *Geoffroeadecorticans*(Gill. ex Hook. &Arn.) Burkart (chañar) y un estrato herbáceo con especies de los géneros *Setaria, Trichloris y Chloris.*

Las muestras de suelo se tomaron durante la primavera de los años 2004y 2015, abarcando una superficie de 10 ha para cada una de las dos parcelas estudiadas. Las variables relativas a la fertilidad física y química del suelo, el método de muestreo y de análisis se expresan en la Tabla 1.

Tabla 1: variables asociadas a la fertilidad física y química del suelo, métodos de análisis y muestreo empleados para evaluar la sostenibilidad del sistema soja-maíz-trigo

Variable	Métodos de análisis y muestreo
Densidad Aparente DA gr/cm^3	Método del cilindro, profundidades: 0-10 (a: DA superior) y 10-20 cm (b: DA inferior). Muestras no perturbadas. El empleo del indicador DA requiere del uso del valor obtenido en forma inversa, pues valores menores de DA se asocian a una mejor calidad de suelo relacionada a una mayor sostenibilidad del recurso.
Estabilidad Estructural EE %	Leenheer& de Boodt (1958), obteniéndose CDMP (Cambio en diámetro medio ponderado), dado que este método muestra en forma inversa a la EE, se tomó el Índice de Estabilidad Relativo. Profundidad de 0-30 cm. Muestras no perturbadas.
Carbono Liviano CL %	Walkley & Black (1934). Profundidad de 0-2.5 cm. Muestra compuesta con barreno helicoidal.
Carbono orgánico total COT %	Walkley & Black (Nelson y Sommer, 1982). Profundidades de 0-5 cm y 5-20 cm.Muestra compuesta con barreno helicoidal.
Nitrógeno Total Nt%	Kjeldahl (Methods of soil analysis 1982). Profundidades de 0-5 cm y 5-20 cm.Muestra compuesta con barreno helicoidal.
Fósforo disponible P ppm	Bray II (Bray&Kurtz 1945). Profundidades de 0-5 cm y 5-20 cm.Muestra compuesta con barreno helicoidal.

Los datos de muestreo del año 2004 fueron sometidos a tratamiento estadístico mediante el análisis de las distintas variables por comparación de medias. Se utilizó el Test de Student con un nivel de confianza de 95%. En el año 2015 se tomaron muestras compuestas para CL, COT, Nt y P y 5 muestras no perturbadas para las propiedades físicas. Se emplearon los valores de BN del año 2004 como referentes para el análisis comparativo del año 2015.

Con los resultados se generaron gráficos de coordenadas polares con Microsoft Excel® obteniendo el valor de la sostenibilidad mediante índices de sostenibilidad parcial (ISP)e índices de sostenibilidad global (ISG), los cuales se calcularon aplicando una expresión matemática (Martínez Santa-María 2006, Guillén 2008). En los gráficos de coordenadas polares se formaron dos polígonos, uno resultante de los valores del agroecosistema y el otro del bosque nativo, los ISP se calcularon mediante el cociente entre ambas áreas. El valor 1 (uno) del índice representa la máxima sostenibilidad del sistema evaluado con los indicadores seleccionados. Se calcularon los siguientes ISP: Fertilidad Física (ISPFF), Fertilidad Química Superior $ISPFQ_{sup}$(Profundidad de 0 a 5 cm) e Inferior $ISPFQ_{inf}$(Profundidad de 5 a 20 cm) y los ISG para los años 2004 y 2015 (ISG_{2004} e ISG_{2015}).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Alcanzar la sostenibilidad es un objetivo muy complejo y ambicioso, que no se reduce a la aplicación de buenas prácticas o a la inclusión de normas relacionadas con el medio ambiente. Consta de un complejo entramado de interacciones de los aspectos sociales, ambientales, económicos y en algunos casos institucionales. Los valores obtenidos correspondientes a las propiedades físicas y químicas en los sistemas estudiados se indican en la Tabla 2.

Tabla2: Valores medios de las propiedades físicas y químicas para BN y sistema soja-trigo año 2004 y soja-maíz-trigo año 2015

SECTOR	Propiedades Físicas		Propiedades Químicas			
	Índice de EE Relativo (%)	DA (g.cm^{-3}) Prof. 0-10 cm	CL (%) Prof. 0-2.5 cm	COT (%) Prof. 0-5 cm	Nt(%) Prof. 0-5 cm	P (ppm) Prof. 0-5 cm
BN*	90	1.08	2.48	2.98	0.27	39.15
S-T 2004*	37	1.25	1.67	1.45	0.13	17.94
S-T-M 2015*	42	1.26	1.00	1.33	0.14	11.80
		Prof. 10-20 cm		Prof. 5-20 cm	Prof. 5-20 cm	Prof. 5-20 cm
BN		0.97		2.37	0.21	25.80
S-T 2004		1.26		1.31	0.12	14.16
S-T-M 2015		1.24		1.23	0.13	9.12

* Diferencias significativas (p=0,05)

Con los datos obtenidos de propiedades físicas y químicas se realizaron: a) gráficos de coordenadas polares que se representan en la Figura 1, calculándose los valores de los ISP correspondientes y b) gráfico de coordenadas polares correspondiente al análisis de la sostenibilidad global campañas 2004 y 2015 (Figura 2).

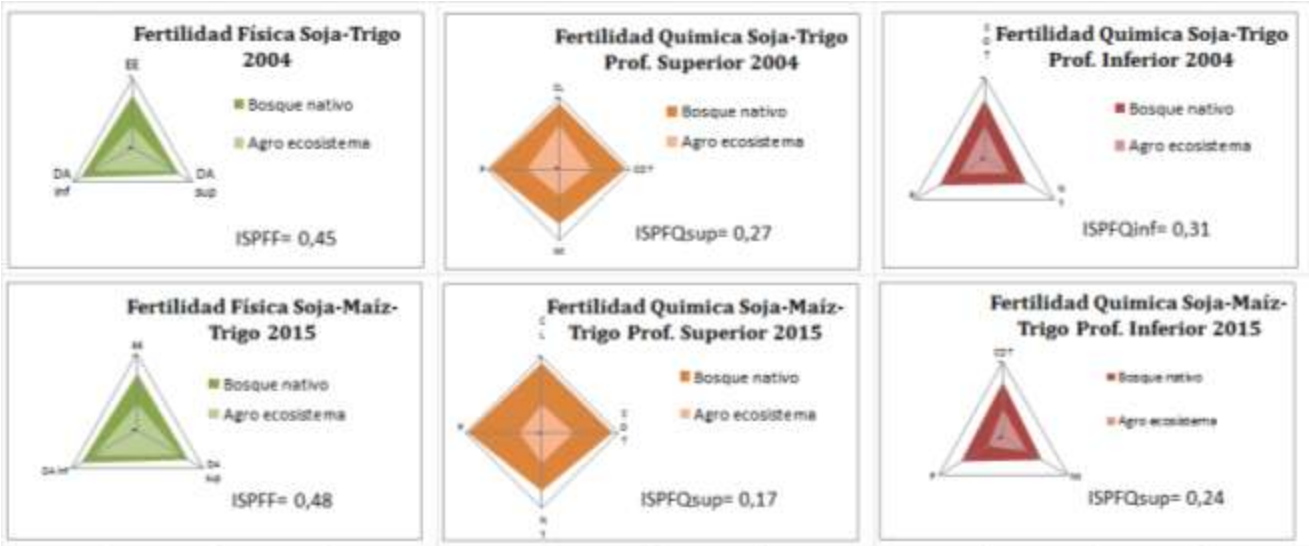


Figura 1: Representación de los IS de fertilidad física y química de un agroecosistema soja-maíz-trigo en relación a un sistema de referencia (BN) en llanura chacopampeana y los correspondientes ISP en los años 2004 y 2015.

Del análisis de los ISP se observa que el valor de la sostenibilidad medida mediante indicadores de fertilidad física se mantuvo en valores similares mientras que la respuesta de la fertilidad química fue una disminución de los valores de sostenibilidad tanto en el nivel superior como inferior.

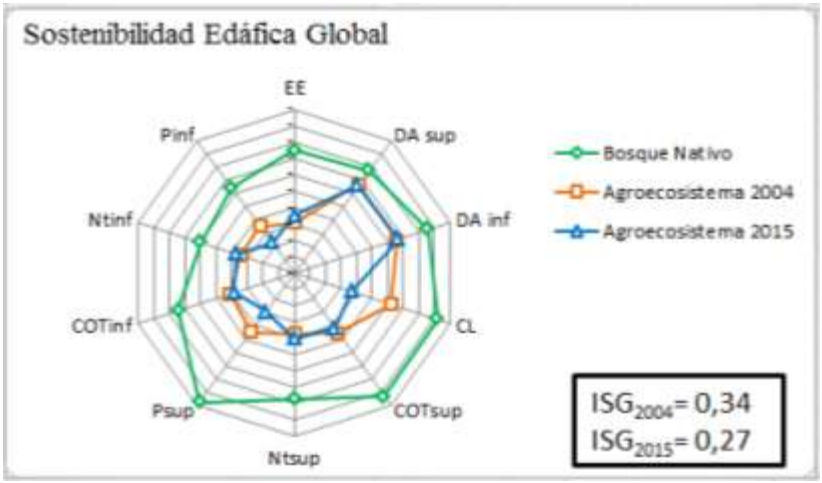


Figura 2: Representación de los IS de fertilidad física y química de un agroecosistema soja-maíz-trigo con SD en relación a un sistema de referencia BN en llanura chacopampeana y los correspondientes ISG en los años 2004 y 2015.

Coincidiendo con lo establecido por García (2008) en relación a que SD es un sistema de manejo conservacionistaen terrenos recientemente incorporados, los valores obtenidos de los indicadores estudiados reflejan una marcada diferencia en el agroecosistema vs el sistema de referencia, con un alejamiento de los valores iniciales.

La selección del CMI y la representación en gráficos de coordenadas polares junto a la herramienta empleada para integrar los datos en índices, permitieron visualizar y valorar la sostenibilidad y su tendencia en concordancia con Rivero (2002), Sarandón (2009) y Masera (1999).

Tras 11 años de SD en el agroecosistema estudiado, en fertilidad física la DA disminuyó y la EE mejoró un 5% atribuible al aporte de rastrojo de las gramíneas maíz y trigo, coincidiendo con Corbella (2005).

En contraposición a los sistemas que valoran la sostenibilidad mediante auditorías externas que evalúan la aplicación de prácticas sustentables (Aapresid 2018), en el presente trabajo se revela que las mismas no son suficientes para mejorar los indicadores de calidad/sostenibilidad de suelo.

CONCLUSIONES

La utilización del CMI seleccionado para valorar la sostenibilidad edáfica en sistema soja-maíz-trigo en siembra directa es una herramienta de sencilla aplicación que permite realizar un análisis comparativo entre campañas. Tanto en la fertilidad física como la química se detectó un alejamiento de la línea base BN que se mantuvo en el tiempo.

El agroecosistema estudiado en la llanura chacopampeana, luego de 20 años de agricultura, cinco con LC luego de desmonte y 15 con sistema de SD y variantes soja-soja, soja-trigo y soja-maíz-trigo, reveló un marcado bajo índice de sostenibilidad edáfica en relación con el sistema de referencia BN para los indicadores empleados. Considerando que el estado del suelo del BN secundario referente lo podemos asociar a una apropiada oferta ambiental en la estudiada región agroecológica y que el profesional responsable del agroecosistema es un referente zonal en cuanto a las prácticas agrícolas aplicadas, sería necesario rever el manejo holístico de estos sistemas productivos de modo de mejorar su tendencia hacia la sostenibilidad. Buscando no solo conservar los recursos naturales sino intentar recuperar valores tan preciados y fundamentales a la producción agrícola como son la disponibilidad de nutrientes y la salud física del suelo.

El análisis de la sostenibilidad edáfica del agroecosistema estudiado presenta una tendencia a la conservación del recurso suelo en su estado degradado, sin que se haya detectado una recuperación de características fundamentales que hacen a la calidad de los suelos.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a SCAIT - Secretaría de Ciencia, Arte e Innovación Tecnológica por el financiamiento. Al Ing. Agr. Gonzalo Blasco, a la alumna Srta. Macarena Rearte.

BIBLIOGRAFÍA

- Aapresid (Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa). 2018. Agricultura sustentable: un sello de calidad que sumará otras 20.000 hectáreas este año. http://www.aapresid.org.ar/blog/agricultura-sustentable-un-sello-de-calidad-que-sumara-otras-20-000-hectareas-este-ano/. 01.12.2018
- Altieri, MA. 2003. Una respuesta agroecológica al problema del monocultivo en Argentina. Entrevista. http://www.agroeco.org/doc/miguel/. 10.05.2016
- Bolsa de Cereales. 2017. Departamento de estimaciones agrícolas. En: PAS Panorama Agrícola Semanal, www.bolsadecereales.com/descargar-documento1-0/pass, 01.02.2018.
- Bray, RH & LT Kurtz. 1945. Determination of total organic and available forms of phosphorus in soils. SoilSci. 59: 39 -5
- Corbella, RD. 2005. Tesis de Maestría Dinámica de la descomposición y liberación de nutrientes de rastrojo de soja y maíz, en suelos del subtrópico subhúmedo seco y semiárido del Noroeste Argentino. FAZ-UNT, Argentina.
- Corbella, RD; JR García; GASanzano& AM Plasencia. 2008. Interacción de los indicadores de calidad de suelo: el efecto de las diferentes fracciones de carbono orgánico sobre la fertilidad física en suelos tucumanos. XXI Congreso Argentino de Ciencia del Suelo.
- Dantur, CA; C Hernández; M Casanova; V Bustos & L Guzmán. 1989. Evolución de las propiedades de los suelos en la región de la Llanura Chaco Pampeana de Tucumán, bajo diferentes alternativas de Producción. Revista Industrial y Agrícola de Tucumán 66(1): 31-60.
- Doran, JW. 2002. Soil health and global sustainability: translating science into practice. Agriculture, Ecosystems and Environment. 88: 119-127
- Doran, JW & AJ Jones (Eds.). 1996. Methods for Assessing Soil Quality. Soil Science Society of America. Special Publication 49. Madison, Wisconsin, USA. 410 p.
- Evia, G & S Sarandón. 2002. Aplicación del Método Multicriterio para valorar la sustentabilidad de diferentes alternativas productivas en los humedales de la Laguna Merín, Uruguay. Cap. 22 Pp. 431-448 en S Sarandón (Ed.). Agroecología. El camino hacia una agricultura sustentable.

- FAO Organización de Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. 2011. Alimentación y Agricultura Sostenibles. Marcos y Enfoques. http://www.fao.org/sustainability/frameworks-approaches/es/11.11.2017
- García, JR; RD Corbella & GA Sanzano. 1997. Cambios Inducidos por la Labranza en la Materia Orgánica y en la Actividad Biológica en Suelos del Este Tucumano. I Reunión Científico -Técnica de Biología del Suelo del NOA y I Encuentro sobre Fijación Biológica del Nitrógeno. C Bellone (Ed.). Primera Edición: 111-114.
- García, JR; RD Corbella; GA Sanzano; AM Plasencia & AManlla. 2006. Dinámica del Agua e Influencia de las Propiedades del Suelo en la Producción de Granos en Tucumán. XX Congreso Argentino de Ciencia del Suelo – I Reunión de Suelo de la Región Andina. Vol1 Pp 386.
- Gliessman,SR;FJ Rosado-May;C Guadarrama-Zugasti;JAJedlickaCohn;VE Méndez;R Cohen;L Trujillo;C Bacon&R Jaffe. 2007. Agroecología: promoviendo una transición hacia la sostenibilidad. Ecosistemas 16 (1): 13-23.
- González, MC; S Guillén; J Manzur & PJ Vidal. 2003a. Indicadores de Calidad de Suelo en Cultivo de Caña de Azúcar en el Pedemonte Tucumano, Argentina. Tercera Reunión de producción Vegetal y Primera de producción Animal del NOA, Tucumán.
- González, MC; SC Guillén; RD Corbella & J García. 2003b. La Medición de Parámetros Edafológicos como una Medida de Sostenibilidad. IV Reunión Nacional Científico Técnica de Biología de Suelos – IV Encuentro de Fijación Biológica de Nitrógeno. Termas de Río Hondo, Santiago del Estero, Argentina.
- Guillén, SC; MC González; PJM Vidal; J Manzur & C Díaz. 2002. Carbono Liviano como Indicador en la Principales Actividades Agrícolas del Pedemonte Tucumano. XIX Jornadas Científicas Asociación de Biología de Tucumán. Tucumán 17 al 19 de Octubre.
- Guillén, SC; MC González; PJ Vidal; J Manzur & D Pérez Gómez. 2006. Indicadores de Sustentabilidad Edáfica en un Sistema de cultivo soja/trigo. Tucumán, Argentina. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. I Reunión de Suelos de la Región Andina. Salta-Jujuy.
- Guillén, SC; RD Corbella; MC González; JP Vidal; E Farber& J Manzur. 2007. Caracterización de Indicadores de Sostenibilidad en cultivo de Caña de Azúcar. Tucumán, Argentina. Avances en la Producción Vegetal y Animal del NOA 2005-2007. V Reunión de Producción Vegetal y III de Producción Animal del NOA. San Miguel de Tucumán: 356-361.
- Guillén, SC. 2008. Modelo de Valoración de la sostenibilidad en agrosistemas subtropicales. Tucumán, Argentina. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. España. 322 p.
- Guillén, SC; RD Corbella; MCGonzález; S Grancelli, PJ Vidal; DPérez Gómez. 2010. Quantification of the process of edaphic degradation in soybean-wheet cultivars in the chaco-pampeana region. Tucumán-Argentina. BIOCELL 34 (2)
- Jobbágy, EG; MD Nosetto; CS Santoni&G Balde.2008. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura Chaco-Pampeana. Ecol. austral v18 n 3
- Rivero ET; CB Irurtia& RO Michelena. 2002. Indicadores cuantitativos de calidad de suelo y salud de un cultivo de soja en siembra directa. INTA EEAA Castelar. Instituto de Suelos: 5p
- Leenheer, L&M de Boodt.1958. Determination stability by the change in mean weight diameter. Proc. Int. Syn. Soil structure. Ghent.
- Martínez Santa-María,C & J Fernández Juste. 2006. Índices de alteración hidrológica en ecosistemas fluviales. Centro de Estudios de Técnicas Aplicadas. Centro de publicaciones. Ministerio de Fomento CEDEX 178p.
- Masera, O ;MAstier &S López Ridaura.1999. Sustentabilidad y manejo de recursosnaturales. El Marco de Evaluación MESMIS. Mundi-PrensaMéxico.
- Sarandón JS & CC Flores. 2009. Evaluación de la sustentabilidad en agroecosistemas: una propuesta metodológica. Agroecología 4: 19-28.
- Walkley, A. &IABlack. 1934. An examination of method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37: 29-38.
- Zuccardi,R & G Fadda. 1972. Bosquejo agrológico de la provincia de Tucumán. Pub. Esp. Nº 85, Facultad de Agronomía y Zootecnia-UNT

C4P66. APROXIMACIÓN AL USO DE LA HERRAMIENTA: SOIL–LANDSCAPE ESTIMATION AND EVALUATION PROGRAM

Havrylenko, Sofía; Espindola, Aime y Damiano, Francisco
Instituto de Clima y Agua, INTA-Castelar. Argentina.
damiano.francisco@inta.gob.ar

RESUMEN

Los modelos hidrológicos son una herramienta que permiten conocer el comportamiento de las diferentes componentes del ciclo hidrológico a nivel de cuenca. Su aplicación puede verse limitada debido a que requieren de información espacialmente semi-distribuida o distribuida, series de datos extensas y confiables. En muchas regiones de Argentina el conocimiento de las principales variables de entrada a escala de semidetalle y detalle es escaso. En relación a la información de suelos, existe una taxonomía puntual, pero la cartografía se ha desarrollado mayoritariamente a escala de reconocimiento o estudios de casos específicos. Debido a esta problemática hay herramientas que facilitan el conocimiento de la distribución geográfica de las características del suelo. El Soil–Landscape Estimation and Evaluation Program (SLEEP) es un software creado por el Laboratorio de Ciencias Espaciales de la Universidad de Texas A&M y el Centro Internacional de Investigación de Agricultura en Zonas Áridas (ICARDA). Utiliza una plataforma de Sistema de Información Geográfica y permite predecir atributos del suelo en aquellos lugares donde no hay información o la disponible es de baja resolución espacial. El objetivo de este trabajo es aplicar SLEEP en la cuenca del río Arrecifes, localizada al norte de Buenos Aires, con el propósito de estimar la distribución espacial de diferentes variables físicas y físico-químicas del suelo de interés, como profundidad, textura y contenido de carbono orgánico. El programa requiere como dato de entrada puntos geolocalizados con la información edáfica del perfil del suelo que se desee predecir, el modelo digital de elevación (MDE) e imágenes satelitales para el cálculo del Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) y el Índice de vegetación ajustado (SAVI). Es posible incorporar información auxiliar que se considere significativa. Se contó con 33 puntos de observación de perfiles disponibles en el Sistema de información de Suelos del INTA (SISINTA) y 5 suelos independientes para validación. Se utilizó el MDE Shuttle Radar Topography Mission (STRM) de 30 metros de resolución espacial para calcular diversos índices topográficos, importantes en la diferenciación y distribución de los suelos. Los índices de vegetación fueron obtenidos mediante las imágenes del satélite Landsat 8- LDCM de septiembre de 2017 y proveen información sobre el color del suelo y las condiciones de la cobertura vegetal, que indirectamente reflejan las variaciones de las propiedades del suelo. El resultado final es un mapa raster de la cuenca del río Arrecifes, que se obtiene utilizando algoritmos de regresión lineal simple o múltiple, estableciendo relaciones lineales entre el atributo a predecir y los demás atributos del suelo, las variables topográficas y los índices de vegetación. Se seleccionaron variables independientes con coeficiente de correlación significativo. El raster es convertido a formato ASCII y tabla, generándose así una base de datos con los atributos predichos. Lo innovador de esta herramienta es que provee información con mayor resolución espacial que el generado a través de un método de interpolación ya que considera las características topográficas entre los puntos de observación. La implementación del programa SLEEP es muy promisorio en cuencas hidrológicas con fines de evaluación del cambio de uso del suelo y sistema de producción.

Palabras claves: propiedades del suelo, modelos hidrológicos, cartografía.

C4P67. ESTIMACIÓN DEL PUNTO DE MARCHITEZ PERMANETE EN SUELOS DE LA PROVINCIA DE ENTRE RÍOS.

Hernandez, Juan P.[1]; Díaz, Eduardo L.[2] y Cerana, Jorge[1].

[1]Cátedra de Edafología. [2]Cátedra de Riego y Drenaje. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos. Ruta 11 Km 10,5. 3100. Oro Verde, Entre Ríos, Argentina. jphernandez@fca.uner.edu.ar

RESUMEN

Uno de los principales factores limitantes para la producción agropecuaria lo constituye la disponibilidad de agua. Para conocer de manera satisfactoria la disponibilidad de agua es necesario conocer los valores de capacidad de campo y el punto de marchitez permanente (PMP). Aunque la determinación de estos parámetros no es sencilla, ya que es necesario contar con instrumental de alto costo, inaccesible para muchos grupos de trabajo. Con el fin de generar una ecuación de ajuste para estimar el PMP en suelos de la provincia de Entre Ríos, en función de las características texturales de los mismos, se obtuvieron 160 muestras de suelo representativas de la provincia de Entre Ríos, a las que se determinó el PMP en olla de Richards a -1500 kPa y el contenido de arcilla por el método de Robinson. Para lo cual se obtuvo una función que se ajusta satisfactoriamente a los valores de PMP en función del contenido de arcilla de los suelos con un (R^2= 0,743) y una correlación positiva entre el contenido de arcilla de los suelos y el valor de PMP.

Palabras claves: Función, Agua, Arcilla.

INTRODUCCIÓN

El agua es un factor clave a tener en cuenta para la producción de los cultivos. Existe el convencimiento por parte de la comunidad científica de que el principal factor limitante en la producción agropecuaria lo constituye la disponibilidad de agua en el perfil del suelo en la zona no saturada, Andrade & Sadras (2000), Andrade & Gardiol (1994), Andrade F.H. (1995), Andriani (2000), Andriani (2006), Doorenbos y Pruitt (1977).

La capacidad de un suelo para conservar el agua es un parámetro muy importante a la hora de relacionarlo con la producción vegetal, Gardner (1960) y Gardner W.R. y Gardner H.R. (1983). La única medida satisfactoria de la disponibilidad de agua en el suelo es su potencial. Sin embargo, son usados ampliamente la capacidad de campo, el punto de marchitez permanente y el contenido de agua útil, Hamblin (1985) y Porta *et al*., (2008). A los efectos de analizar la segunda de las variables a tener en cuenta Brigg & Shantz (1913) y Brigg & Shantz (1914) enfatizan la importancia de este contenido de agua en el suelo, denominándola como coeficiente de marchitez. Richards & Wadleigh (1952) encontraron que la mayoría de las plantas cultivadas tienen potenciales osmóticos en el rango de -14 a -18 bares, de tal manera que para propósitos prácticos el contenido de agua en -15 bares es un valor generalmente usado como la mejor aproximación del contenido de agua en el suelo en el punto de marchitez permanente.

Pilatti (1989) señala que la relación entre la planta, el suelo y el agua, indica que la estimación del PMP debe vincularse estrechamente con la textura de los suelos, poniendo énfasis en el contenido de arcilla. Siguiendo esta línea y teniendo en cuenta los altos contenidos de arcilla montomirollítica de los suelos de Entre Ríos, es que se hace necesario estimar el contenido de PMP para este tipo de suelos. La metodología disponible, hace necesaria la utilización de equipos de alto costo, o se require de mucho tiempo para obtener los resultados.

El objetivo del trabajo es generar una ecuación de ajuste con el fin de estimar el PMP en suelos de la provincia de Entre Ríos, en función de las características texturales de los mismos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se obtuvieron 127 muestras de suelo representativas de toda el área agrícola de la Provincia de Entre Ríos. A las que se agregaron 33 obtenidas por Grantón (1996) de horizontes superficiales; como así también en algunos casos de todo el perfil de suelo. Los mismos corresponden a suelos Vertisoles, Molisoles, Alfisoles y Entisoles. A las que se le determinó el Punto Marchitez Permanente (PMP) a 1500 kPa mediante la olla de Richards (Richards, 1948). Paralelamente se determinó el contenido de Arcilla, Limo y Arena (%) mediante el Análisis Granulométrico con Pipeta de Robinson (Page, A.L. Ed. 1982). Luego de obtenido el resultado, se agruparon de acuerdo a las clases texturales.

Para el análisis de los datos se utilizó el programa GeoGebra Classic versión 5.0.438.0-d. Mediante el mismo se determinó la ecuación de ajuste, el coeficiente de regresión y de determinación y el valor p.

Luego con los valores obtenidos se calculó el Error Relativo Medio (ERM), de acuerdo a lo planteado por Pilatti (1989), donde se comparan los valores de PMP medidos (M), con los calculados mediante la ecuación de ajuste (C), donde n es el número de muestras utilizadas.

$$ERM = \frac{\sum_{i=1}^{i=n} \left(\frac{M_i - C_i}{M_i}\right)}{\text{n}}$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para el caso de la textura de los suelos, se presenta un triángulo textural, que muestra una alta frecuencia de suelos de textura arcillosa o con una alta proporción de arcillas en su composición. El 34,5% de los suelos corresponde a una clase textural arcillosa, un 29,1% de los suelos corresponde a la clase textural franco arcillosa y un 17% corresponde a la clase textural franco arcillo limosa. Figura 1.

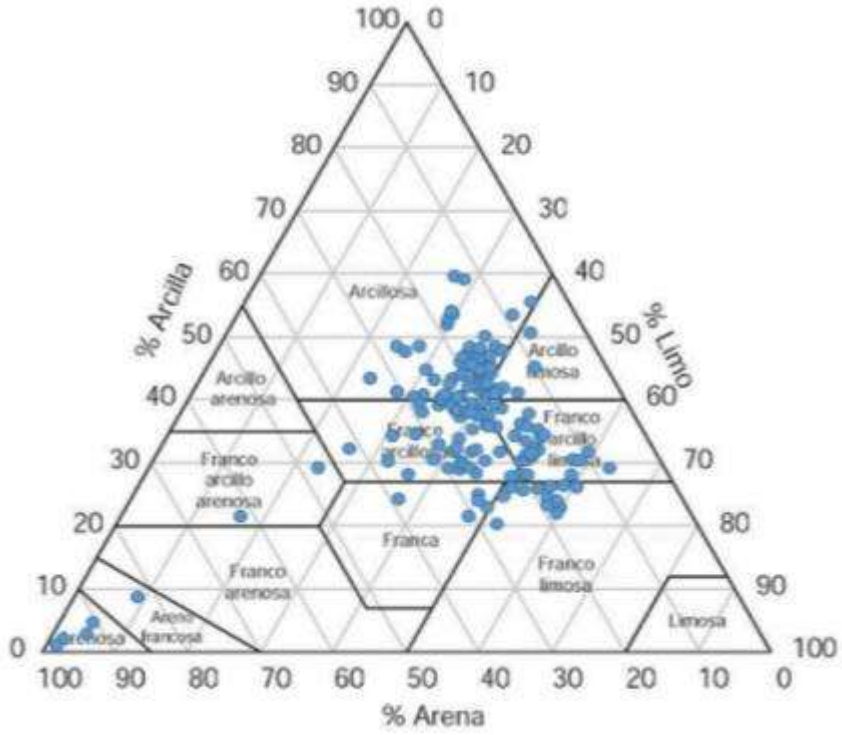


Figura 1. Clasificación textural de los suelos analizados.

De acuerdo a los valores obtenidos de Punto de Marchitez Permanente obtenidos con la olla de Richards a 1500 kPa de presión, y el contenido de arcilla (%) observados, se realizó un análisis de regresión de los datos obtenidos. Los mismos se presentan en la figura 2.

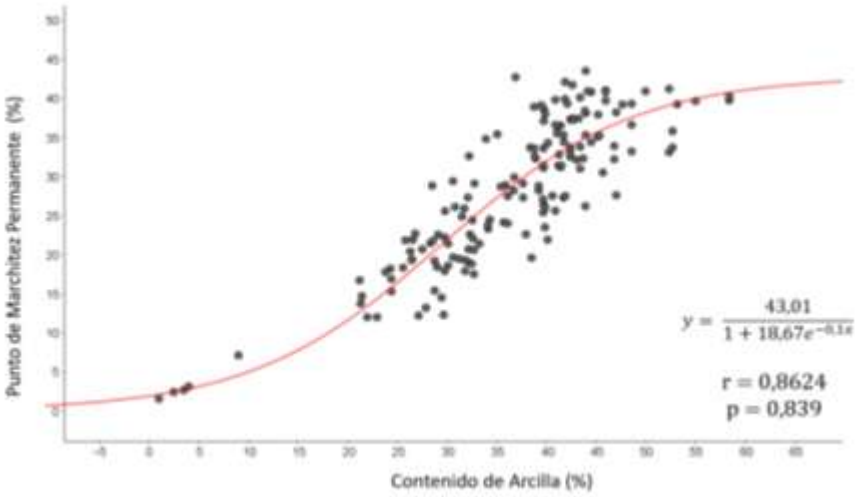


Figura 2. Ajuste de los datos obtenidos.

El valor de r (r = 0,839), demuestra que hay una correlación positiva entre las variables % de arcilla y % PMP. Esto explica que suelos con mayor contenido de arcilla acusarán mayores valores de PMP %. Este comportamiento se debe a que esta fracción granulométrica favorece la presencia de microporos y aumenta la superficie específica de la matriz del suelo aumentando de esta forma la capacidad de absorción de agua.

Se observa una buena correlación, entre los datos obtenidos (R^2= 0,743). Por lo cual la ecuación que mejor se ajusta a los datos, corresponde a $y = \frac{43,01}{1+18,67e^{-0,1x}}$, donde "y" es la variable respuesta (PMP %) y "x" es la variable independiente, que corresponde al contenido de arcilla (%) de acuerdo al análisis textural de la muestra. Siendo una función logística del tipo curva sigmóidea.

La función tiene trazo continuo para todo el dominio de la misma, sólo que debe acotarse a un contenido de arcilla (%) $0 \leq x \geq 100$.

Límite de la función cuando x-> a 0 $\lim_{x\to 0} \frac{43,01}{1+18,67e^{-0,1x}} = 2,18$

Límite de la función cuando x-> a 100 $\lim_{x\to 100} \frac{43,01}{1+18,67e^{-0,1x}} = 42,67$

Teniendo en cuenta que los valores límites del contenido de arcilla, los valores de PMP (%) de acuerdo al modelo varían 2,18% a 42,67%.

Observando la figura 2, se concluye que la retención de agua en un suelo, tiene una correlación positiva con el contenido de arcilla (p= 0,839) y coincide con lo encontrado por Reichel *et al*. (2009) para suelos del estado de Río Grande do Sul Brasil y Pilatti (1989) para suelos de la provincia de Santa Fe.

Tabla 1: Error Relativo Medio (ERM) según clase textural.

Clase textural	Número de muestras	ERM
Arcillo Limosa	9	0,13
Arcillosa	55	0,1
Arenosa	4	0,21
Arenosa Franca	1	0,29
Franca	5	0,13
Franco arcillo arenosa	2	0,09
Franco arcillo limosa	26	0,14
Franco arcillosa	45	0,20
Franco limosa	13	0,11
Total	**160**	**0,14**

De acuerdo a la tabla 1, se observa el error relativo medio, de acuerdo a la clase textural, del cual se extrae que el modelo explica de manera satisfactoria el comportamiento en suelos con un alto contenido de arcilla, o arcillosos. Cabe aclarar, que muchos de los suelos poseen arcillas montmorillonitas del tipo expandentes. Esto explica su comportamiento con valores tan elevados de PMP, ya que la contracción en el secado puede estar acompañada del agrietamiento, interrumpiéndose el movimiento de agua.

CONCLUSIONES

La función logística, se adecúa de manera satisfactoria a los valores de PMP (%) en función del contenido de arcilla.

Se observa un buen ajuste de los datos a la función obtenida.

Esta herramienta puede llegar a ser muy importante para poder estimar el PMP (%) en suelos de la provincia, lo cual es fundamental para el diseño de sistemas de riego.

BIBLIOGRAFÍA

- Andrade F.H. & JM Gardiol. 1994. Sequía y producción de los cultivos de maíz, girasol y soja. Boletín técnico 132. EEA INTA Balcarce.
- Andrade F.H. 1995. Analysis of growth and yield of maize, sunflower and soybean grown at Balcarce, Argentina). Field Crops Res. 41: 1-12.
- Andriani J. M. (2000). El agua en los sistemas productivos. Para mejorar la producción. SAGPyA e INTA-EEA Oliveros, Santa Fe N°13, 72 pp.
- Andriani, JM. 2006. Dinámica del agua en rastrojos con y sin pastoreo. 6as. Jornadas Nacionales Cría Bovina Intensiva en Venado Tuerto, Santa Fe
- Baver, L.D.; WH Gardner & WR Gardner. 1973. Física de Suelos. Ed. Hispanoamericana.
- Briggs, L.J., & H.L. Shantz. 1913. The water requirements of plants: I. Investigations in the Great Plains in 1910 and 1911. USDA Bur. Plant Indr. Bull. 284, 49 p.
- Briggs, L.J & H.L. Shantz. 1914. "Relative water requirements of plants". J. Agr. Res., III(1):11-64.
- Grantón, M. 1996. Puesta a punto del equipo de placa y olla a presion modelo Richards para la determinacion del agua aprovechable por los cultivos en suelos de Entre Ríos. Trabajo Final de Graduación. Universidad Nacional de Entre Ríos. Faculta de Ciencias Agropecuarias. Oro Verde Entre Ríos.

- Andrade F.H. & VO Sadras. (2000). Efectos de la sequía sobre el crecimiento y rendimiento de los cultivos. En Bases para el manejo del maíz, el girasol y la soja. Editores: F.H. Andrade y V.O. Sadras. EEA INTA Balcarce-Fac. de Ciencias Agrarias UNMP. Pp 173-206.
- Denmead O.T. & RH Shaw. 1962. Availability of soil water to plants as affected by soil moisture content and meteorogical conditions. Agron. J. 54, 385-390.
- Doorenbos J. & WO Pruitt. 1977. Crop water requirements. FAO. Irrigation and Drainage Paper N°24. Rome. Italy.
- Gardner W.R. 1960. Dynamics aspects of water availability to plants. Soil Sci, 89, 63-73.
- Gardner W.R. y Gardner H.R. (1983). "Principles of water management under drought conditions". Agric. Water Manag. 7: 143-155.
- GeoGebra. GeoGebra ClassicDynamic Mathematics for Everyone. Versión 5.0.438.0-d. http://www.geogebra.org. International GeoGebra Institute Wolfauerstr 90, 4040 Linz, Austria.
- Hattendorf M.J; Redelf M.S; Amos B; Stone L.R. y Gwin R.E. 1988. Comparative water use characteristics of six row crops. Agron. J. 80: 80-85.
- Hamblin A.P. (1985). The influence of soil structure on water movement, crop root growth and water uptake. Advances in Agronomy 38:95-158.
- Page, A. L.; R. H. Miller & D. R. Keeney. 1982. Methods Of Soil Analysis: 2. Chemical and microbiological properties, 2. Aufl. 1184 S., American Soc. of Agronomy (Publ.), Madison, Wisconsin, USA, gebunden 36 Dollar.
- Pilatti, M. 1989. Estimación del Punto de Marchitez Permanente en Molisoles de Santa Fe. Ciencia del Suelo. Volumen 7 – N° 1-2. ISSN 0326-3169.
- Porta J.; M Lopez-Acevedo & R.M. Poch. 2008. "Introducción a la edafología: uso y protección del suelo". Ediciones Mundi-prensa, Madrid. 451 páginas
- Richards L.A. 1948. Porous plate apparatus for measuring moisture retention and transmission by soil. Soil Science 66(2):105-110
- Richards, L.A. &C.H. Wadleigh. 1952. Soil water and plant growth. In B.T.Shaw (ed.) "Soil physical conditions and plant growth".Agronomy. (2 ed.):73-251. NA.

C4P68. APORTE DESDE LA PAMPA ONDULADA ARGENTINA A LA "INICIATIVA 4 POR MIL"

Irizar, Alicia B.; Milesi, Luis A.; Giannini, Ana P. y Andriulo, Adrián E.

Estación Experimental Agropecuaria de Pergamino, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Ruta 32 km 4,5. Pergamino, Buenos Aires, Argentina. irizar.alicia@inta.gob.ar.

RESUMEN

El C orgánico del suelo (COS) regula múltiples funciones ecosistémicas, tales como retención, almacenamiento, reciclado y filtrado. La capacidad de almacenarlo depende fuertemente del COS inicial y de las variaciones en las prácticas agronómicas y en el clima. Actualmente, la degradación de los suelos constituye una amenaza para más del 40% de la superficie terrestre y los suelos de la Pampa Ondulada no escapan a esta realidad, luego de 120 años de agricultura continua han perdido ~40% de sus reservas originales de COS. Al presente, existe una gran incertidumbre acerca del futuro almacenamiento de COS debido a que los sistemas de cultivo predominantes de la región no son ambientalmente sustentables. La "Iniciativa 4 por mil: suelos para la seguridad alimentaria y el clima" tiene como objetivo aumentar las reservas globales de COS en 0,4% por año a 0-30 cm de profundidad, mediante la implementación de prácticas agrícolas adaptadas localmente, para compensar las emisiones globales de gases de efecto invernadero de origen antrópico. Entre las tecnologías disponibles para mitigar la pérdida de COS se encuentran la siembra directa (SD), la intensificación y diversificación de las rotaciones, la inclusión de cultivos de cobertura (CC) y de pasturas perennes o temporarias y el uso de enmiendas orgánicas. Nuestro objetivo fue evaluar dos alternativas productivas bajo SD, con efecto positivo sobre el almacenaje de COS en el corto plazo, para comprobar si cumplen con la "Iniciativa 4 por mil". Se utilizaron bases de datos provenientes de experimentos de largo plazo de secuencias de cultivo localizados en la Estación Experimental Agropecuaria Pergamino del INTA. Los tratamientos analizados fueron: a) CC de avena/vicia en suelo bajo monocultivo de soja y b) pastura consociada de alfalfa y festuca, manejada con cortes y exportación, en suelos bajo rotación de cultivo (trigo/soja: T/S y maíz-trigo/soja: M-T/S). Se tomaron muestras compuestas de suelo a cuatro profundidades (0-5, 5-10, 10-20 y 20-30 cm) en cuatro sitios seleccionados al azar. El contenido COS se determinó por combustión seca. A su vez, en los mismos puntos de muestreo se determinó la densidad aparente (dap) por el método del cilindro y como existieron diferencias significativas en dap, las reservas de COS se expresaron a masa de suelo equivalente. Cuatro años después de la inclusión de CC en suelos, la reserva de COS pasó de 52 a 58 Mg ha^{-1} para una masa de 3860 Mg suelo ha^{-1}. La implementación de la pastura temporaria (3 años) en suelos bajo rotación aumentó el COS desde 51 a 59 Mg ha^{-1} con antecesor M-T/S y desde 54 a 58 Mg ha^{-1} con antecesor T/S para una masa de 3470 Mg suelo ha^{-1}. Ambas tecnologías superaron ampliamente la meta propuesta al aumentar las reservas de COS en 2,7% y entre 2,4 y 5% por año, para CC y pastura, respectivamente. Estas elevadas tasas de secuestro de COS están condicionadas por el tiempo de estudio; por ello, es necesario continuar evaluando estas tecnologías para encontrar el nuevo equilibrio en las reservas de COS.

Palabras claves: secuestro de carbono orgánico del suelo, cultivos de cobertura, pasturas temporarias.

C4P69. EVALUACIÓN DE INDICADORES DE SALINIZACIÓN/SODIFICACION EN SUELOS BAJO RIEGO COMPLEMENTARIO, EN SUIPACHA, PROVINCIA DE BS. AS.

Iseas, Mariano S.; Sainato, Claudia M.; Romay, Catalina y Márquez Molina, John J.

Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Av. San Martín 444. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. miseas@agro.uba.ar

RESUMEN

El riego complementario es una práctica agronómica que se ha incrementado en las últimas décadas en la región de la Pampa Húmeda. Consiste en aplicar láminas de agua al cultivo en momentos críticos, cuando pueda ocurrir déficit hídrico durante etapas fenológicas sensibles al mismo. En ciertas condiciones ambientales y/o de manejo, esta práctica puede resultar en un deterioro del suelo causado por procesos de sodificación y salinización debido al agregado de iones disueltos en el agua de riego. En este trabajo se evaluaron algunos indicadores del suelo relacionados con estos procesos: Sodio intercambiable (PSI), Conductividad en extracto de saturación (CEex), pH y Densidad Aparente (Dap). La zona de estudio comprende un lote agrícola bajo riego complementario (pivote central) en Suipacha, Prov. De Buenos Aires. El tratamiento control se ubicó fuera del círculo del pivote en una esquina del mismo lote. Se delimitaron parcelas de 100x50m en ambos tratamientos y se realizó una exploración geofísica previa de la conductividad eléctrica aparente (CEap) del suelo mediante un sensor electromagnético. Luego se tomaron muestras de suelo en dos profundidades según rangos de conductividad obtenidos con los mapas de CEap de cada parcela. El sector de secano presentó mayores valores de CEap que en el riego. Esta situación se adjudicó al posible efecto del acuífero freático y la posición topográfica baja. Por otro lado, el sector de riego presentó mayores valores de Dap y pH en el nivel superficial, y en PSI en las dos profundidades que el testigo. No se encontraron diferencias significativas en la CEex. En forma preliminar, encontramos que existe un leve proceso de sodificación en estos suelos aunque aun los valores obtenidos se encuentran muy por debajo de los límites de riesgo.

Palabras claves: riego suplementario, exploración geofísica, degradación física, degradación química.

INTRODUCCIÓN

En la Pampa húmeda, aunque las láminas de riego aplicadas son mínimas, el aumento de la salinidad y el deterioro físico causado por la sodicidad, podrían ser importantes, de acuerdo a algunos antecedentes (Andriulo *et al.*, 1998; Vázquez *et al.*, 2006). Sin embargo, Génova (2003, 2006) determinó que la resiliencia de suelos Argiudoles y Hapludoles pampeanos a la degradación salina y sódica, no es afectada por el riego complementario con aguas bicarbonatadas sódicas, debido a procesos de recuperación, que mantienen la calidad de los suelos. El autor argumenta dos mecanismos de recuperación: el lavado de sales producto de las lluvias y el intercambio catiónico.

El objetivo de este trabajo consistió en evaluar los indicadores de salinización y sodificación en un lote agrícola bajo riego complementario con una historia corta en el uso de esta práctica, antes de la campaña de riego, a través de un muestreo dirigido mediante exploración geofísica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La zona de estudio (ver figura 1) corresponde a un establecimiento agropecuario ubicado en la localidad de Suipacha al noroeste de la provincia de Buenos Aires. Hidrográficamente se encuentra dentro de la cuenca del Salado, más precisamente dentro de la microcuenca de la cañada La Salada.

A nivel regional el paisaje se presenta monótono y llano, con suaves pendientes. Sin embargo, el área de trabajo se encuentra en una zona alta en el límite de dos cuencas: Salado y Luján, lo que favorece el buen drenaje en la mayor parte del establecimiento. El escurrimiento superficial de las aguas meteóricas se produce en sentido sur – suroeste. Las precipitaciones son abundantes, alcanzando un promedio de 1000 mm anuales. Los suelos del lote seleccionado pertenecen a la serie Chacabuco. Es un Argiudol Típico de textura franco limoso, profundo, bien provisto de materia orgánica, no alcalino, no sódico y bien drenado.

En el establecimiento se realiza agricultura de manejo tradicional con rotación maíz-trigo-soja en siembra directa y se practica riego complementario por aspersión con pivote central. Los lotes se suelen regar en forma complementaria cada dos años ya que se riega solamente el cultivo de maíz. Cabe mencionar que este sistema de riego fue implementado en el año 2011. El agua de riego proviene de 3 pozos de captación con una profundidad promedio de 45m y su explotación corresponde al acuífero Epipuelche. La calidad química de la misma resulta apropiada para el riego complementario (Informe técnico ADA). Son aguas bicarbonatadas sódicas con un RAS de 5.27 y con una conductividad eléctrica estimada entre 1000-1400 (μS/cm).



Figura 1. Mapa del lote de estudio en un Establecimiento Agropecuario en Suipacha, Provincia de Buenos Aires.

Metodología

Se trabajó en un lote sembrado con maíz, el cual ha sido regado por última vez hace dos años, durante la campaña 2015/16. Dentro del lote se estudiaron dos tratamientos: uno bajo riego complementario (dentro del circulo del pivote) y otro testigo o secano en una esquina del lote (fuera del pivote). En cada sector se delimitó una parcela de 100x50m y se realizó exploración geofísica mediante un sensor electromagnético por inducción EMP-400 (GSSI, inc.) utilizando la frecuencia de 16 KHz, la cual explora el perfil más superficial de la zona no saturada. Este sensor electromagnético mide la Conductividad Eléctrica aparente (CEap) en cada punto de medición (Allred *et al.*, 2008). Luego mediante el software Surfer v.11 (Golden Software, Inc.) se realizó la interpolación con Kriging de estos datos y se obtuvo un mapa de CEap para cada sector. Finalmente, de cada parcela se determinaron 2 rangos de CEap (método SRS (stratified random sampling), Eigenberg et al., 2008) y en cada uno se tomaron 3 muestras de suelo (repeticiones) a nivel superficial (0-20 cm) y subsuperficial (20-40cm). En cada muestra de suelo se analizó: Conductividad Eléctrica en extracto de saturación (CEex), contenido de Humedad (θ_g) con el método gravimétrico, Porcentaje de Sodio Intercambiable (PSI), densidad aparente (Dap), pH, porcentaje de materia orgánica y textura (Page *et al*., 1982).

El análisis de los datos se realizó con estadística clásica mediante el software InfoStat v.2008. Se realizó ANOVA con test de Tukey para comparar las medias muestrales de los tratamientos en las dos profundidades.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la figura 2 se muestran los mapas de conductividad aparente (CEap) obtenidos a partir de los sondeos electromagnéticos realizados en cada parcela. En el caso de la parcela de riego se tomó la "zona baja" en el rango de 30-35 mS/m y alta entre 35-40 mS/m. En la parcela de secano se seleccionó el rango 46-52 mS/m como "zona baja" y 52-58 (mS/m) como "zona alta".

En términos generales, se puede observar que los rangos de CEap de la parcela de riego son menores respecto al secano, aunque ambos son bajos. Sin embargo, podríamos encontrar su explicación en dos situaciones. En primer lugar, la parcela de riego se encuentra en el centro del lote y ocupa una posición de loma (ver figura 1). En cambio, la parcela de

secano, topográficamente se encuentra en una posición más baja respecto al sector de riego. En segundo lugar, durante el relevamiento se midió la profundidad freática dando un valor de 80 cm en un pozo cercano al sector de secano. Por otro lado, el sensor electromagnético utilizado en la frecuencia de 16 kHz, para este tipo de sedimentos, presenta un rango de exploración que va de 0 a 1,5 m. La CEap se ve influenciada por varias variables como porosidad, humedad, sales disueltas totales en la solución del suelo y pH que caracterizan a todo ese espesor de exploración. Entonces, se puede inferir que, debido a la proximidad de la freática a la superficie y la posición baja de la parcela de secano, y teniendo en cuenta que el contenido de humedad y textura es similar en ambas parcelas de estudio, posiblemente el efecto del acuífero freático con poros saturados de agua (mayor conductividad eléctrica) puede estar influyendo en el aumento de la CEap en la parcela de secano.

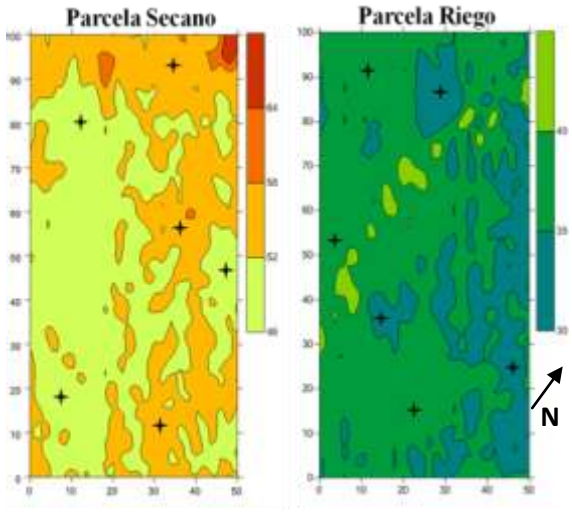


Figura 2. Mapas de CEap (mS/m) en parcelas de 100x50 m en tratamiento bajo riego y secano. Las cruces indican los sitios de muestreos de suelo en las dos profundidades de estudio.

En la figura 3 se muestran los resultados de los indicadores de salinidad/sodicidad en la dos profundidades muestreadas. Es importante mencionar que la textura resultó franco-limosa con similares porcentajes de arcilla y limo en los suelos de ambas parcelas, al igual que los contenidos de materia orgánica (secano= 2,8% riego=2.9%) y humedad gravimétrica (secano=22.2% riego=20.6%).

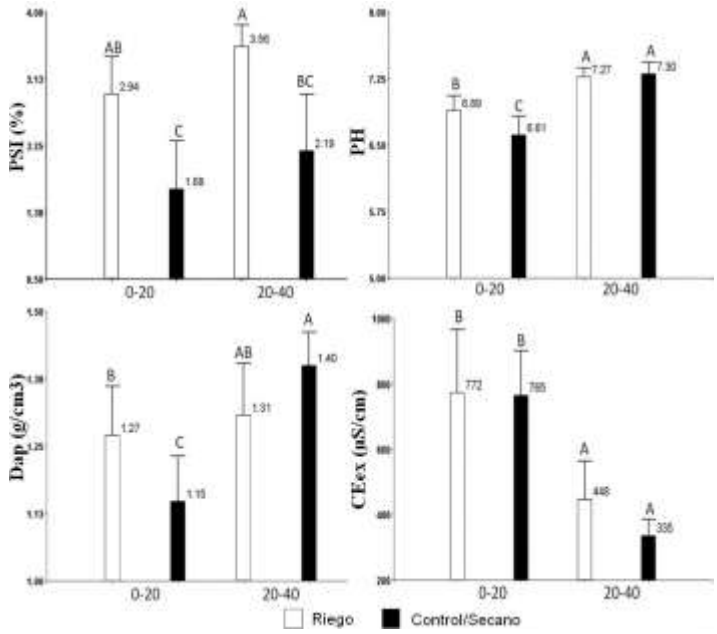


Figura 3. Resultados promedio de Sodificación (PSI), Salinidad (CEex), PH y Dap en las dos profundidades para los dos tratamientos. Las distintas letras indican que existen diferencias significativas entre las medias muestrales. N=24 n=6

El contraste más marcado se observó en el indicador de sodificación (PSI), donde se encontraron diferencias significativas entre riego y secano en las dos profundidades de muestreo. Los suelos regados en este lote tienen mayores contenidos de Na+ (Sodio) en el complejo de intercambio (CIC) que el testigo/control, este efecto se acentúa más en la profundidad de 20-40 cm. Respecto al pH y Dap, sí bien se hallaron diferencias significativas entre ambos tratamientos, solo resultó a nivel superficial. Es decir, el aumento del pH indica una leve alcalinización y la densidad aparente una posible pérdida de estructura y porosidad de los suelos bajo riego, ambos coincidentes con suelos con mayores porcentajes de Na+.

En cambio en el indicador de salinización (CEex) no se encontraron diferencias significativas. Se observó una disminución de la CEex en la profundidad de 20-40 cm. Esto se correspondería con la fertilización realizada previa a la siembra que impacta en mayor medida a nivel superficial que en profundidad.

CONCLUSIONES

El mapeo previo permitió optimizar el muestreo estableciendo cierta homogeneidad dentro de cada parcela ya que los rangos de CEap encontrados fueron acotados y con poca variación espacial. Además se identificó un posible efecto de la zona saturada en el sector de secano estudiado debido a la posición baja en el paisaje y la escasa profundidad del acuífero freático.

Los indicadores de sodificación y salinización se encuentran muy por debajo del riesgo a degradación físico-química por efecto del riego complementario. Además en términos de historia de riego, son pocos los años a los que estuvo sometido el lote de estudio. Sin embargo se observó un leve proceso de sodificación en estos suelos aunque los valores obtenidos se encuentran muy por debajo de los límites de riesgo. En el futuro se analizará la evolución de estos indicadores en el tiempo para verificar la capacidad de recuperación de estos suelos y/o dilucidar efectos acumulativos de esta práctica.

BIBLIOGRAFÍA

- Allred, B.; Daniels, J.J.; Ehsani, M.R. 2008.Handbook of Agricultural Geophysics. Taylor & Francis. 410 pp.
- Andriulo, A; Ml. Galetto; C Ferreira; G Cordone; C Sasal et al. 1998. Efecto de 11 Años de riego complementario sobre un Argiudol típico Pampeano. Ciencia del Suelo 16 (2): 125-127.
- Di Rienzo J.A.,Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W.2008. *InfoStat, versión 2008*, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Eigenberg Roger A., Scott M. Lesch, Bryan Woodbury and John A. Nienaber. 2008. Geospatial Methods for Monitoring a Vegetative Treatment Area Receiving Beef Feedlot Runoff. J Environ Qual 37: S-68-S-77
- Génova, L. J.2003. Resistencia y resiliencia a la degradación salina y sódica de suelos pampeanos, disturbados por riego complementario. Revista de la Facultad de Agronomía.
- Génova, L. 2006. Sustentabilidad de agroecosistemas bajo riego complementario en la Pampa Húmeda Argentina. Cadernos de Agroecologia,1(1).
- Page A.L. 1982. Methods of soil analisys.Chemical and microbiological properties.2º ed. (Part 2), in the series Agronomy.American Society of Agronomy, Inc. SSSA, Inc. Publisher, Madison, Wisconsin, USA, 1159pp
- Vázquez, M. E., Millán, G., & Gelati, P. R. 2006. Efecto del riego complementario sobre la salinidad y sodicidad de diferentes suelos del NO y Centro-E de la provincia de Buenos Aires, Argentina. Revista de la Facultad de Agronomía, 106.

C4P70. CALIDAD Y CANTIDAD DE SUSTANCIAS HUMICAS BAJO USOS CONTRASTANTES. RELACION CON CATIONES MULTIVALENTES.

Kloster, Nanci [1]*; Fernández, Romina [1], Puccia, Virginia [2] y Avena, Marcelo[2].

[1] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), EEA Anguil "Ing. Agr. Guillermo Covas", INTA, ruta Nac. Nº 5 km 580, 6326 Anguil, La Pampa, Argentina.
[2] INQUISUR, Dpto. de Química, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.

kloster.nanci@inta.gob.ar

RESUMEN

La productividad sustentable en agroecosistemas se focaliza en mantener y mejorar el contenido de materia orgánica (MO) en el suelo. Las sustancias húmicas (SH) constituyen la fracción más estable de la MO, y su estabilización depende de la textura, de la mineralogía y de la presencia de cationes multivalentes (Ca, Fe y Al) en el suelo. El objetivo de este trabajo fue obtener información sobre la cantidad y calidad de las SH sobre Paleustoles petrocálcicos bajo usos contrastantes de la región semiárida pampeana. Para ello se seleccionaron dos sitios (sitio 1 y 2). En cada sitio se identificaron dos usos contrastantes: agrícola (A) y vegetación nativa (VN) de más de 50 años. Se determinó el contenido de Ca, Fe y Al en los suelos. Se extrajeron y caracterizaron las fracciones de SH, ácidos húmicos (AH) y ácidos fúlvicos (AF), y la fracción de sólidos minerales suspendidos. Los resultados confirman que las prácticas agrícolas disminuyen la MO más estable bajo la forma de SH. El rendimiento en la extracción de AH fue más alto en el sitio 1 VN, debido a la condición sin disturbar de este manejo desde su formación (monte de Caldén) y a la mayor concentración de Fe y Al que favorecen la formación de complejos órgano-minerales. Los AH se diferencian en sus propiedades químicas. Los AH extraídos de los suelos bajo el uso A y en el sitio 2 sobre VN están formados por moléculas orgánicas que son más persistentes en el suelo. El AH del sitio 1 sobre VN tiene una capacidad limitada para el enlace de Ca que no es debido a un enlace de tipo electrostático. Son necesarios más estudios para comprender si este comportamiento ocurre por saturación parcial de los sitios de adsorción con cationes co-extraídos.

Palabras claves: Ácidos húmicos, Ácidos fúlvicos, Calcio-Hierro-Aluminio.

INTRODUCCIÓN

La productividad sustentable en agroecosistemas se focaliza en mantener y mejorar el contenido de materia orgánica (MO). Sin embargo, en la región semiárida pampeana Argentina, donde extensas áreas de pasturas se convierten a uso agrícola, los suelos se degraden rápidamente por pérdida de MO, afectando la agregación y propiedades hidráulicas del suelo (Noellemeyer, *et al*., 2008).

La MO del suelo es una sustancia heterogénea, formada por las sustancias no húmicas y las sustancias húmicas (SH). Éstas últimas son altamente resistentes a la degradación biológica y se asocian íntimamente a la fase mineral del suelo, por lo que son consideradas más estables en el tiempo. Sin embargo los mecanismos responsables de la permanencia de las SH en el suelo no son suficientemente entendidos. De acuerdo a su solubilidad éstas son diferenciadas en ácidos fúlvicos (AF), solubles en medio ácido y alcalino, y ácidos húmicos (AH), solubles en medio alcalino pero insolubles en medio ácido. Estas fracciones se diferencian en su tamaño molecular y contenido de grupos funcionales (Abril, *et al*., 2013; Molina, 2014).

La estabilización de la MO en el suelo depende significativamente de la textura, dado que el contenido de MO se relaciona directamente con el contenido de arcilla y limo (Quiroga, *et al*., 2006). La mineralogía del suelo también es importante para estimar la capacidad de reserva de MO, debido a que la superficie específica y la carga superficial de las partículas depende del tipo de mineral (Vogel, *et al*., 2015; Falsone, *et al*., 2016). Además se conoce que la presencia de iones multivalentes como el Ca mejora considerablemente la adsorción y agregación de AH sobre partículas de tamaño arcilla, dado que contribuyen a la formación de agregados órgano-minerales (Kloster & Avena, 2015). Drosos *et al* (2017) han estudiado el efecto de Fe y Al sobre la retención de MO en el suelo, y reportaron la formación de complejos órgano-minerales entre moléculas orgánicas y minerales amorfos, que juegan un rol de sustrato de anclaje sobre el cual otras moléculas orgánicas se adsorben y se estabilizan de forma progresiva.

Las prácticas de manejo actuales e históricas en la región semiárida pampeana proveen una oportunidad para el estudio de las SH focalizado en las interacciones con minerales: bosque nativo sin disturbar en relación a su par agrícola bajo de 50 años de uso (Sitio 1) y una pastura perenne implantada hace 50 años junto a un lote de historia agrícola más reciente (10 años) (Sitio 2). El objetivo de este trabajo fue obtener información sobre la cantidad y calidad de las SH en la región semiárida pampeana y su relación con la composición granulométrica y presencia de cationes multivalentes.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se desarrolló en Paleustoles petrocalcicos ubicados en el sur de la planicie con tosca de la región semiárida pampeana. En dos sitios (1 y 2) se identificaron dos usos contrastantes: agrícola (A) y vegetación nativa (VN) de más de 50 años. En el sitio 1 sobre VN, predominó el manejo ganadero sobre pastizales naturales de *Prosopis caldenia*, mientras que en el sitio 2, en VN hubo una pastura implantada (gramínea) de alrededor de 50 años. Los cultivos más frecuentes en los planteos A fueron maíz, trigo, girasol, sorgo y cebada establecidos en siembra directa no continua que alterna con labranza de discos.

Muestreo y análisis de suelo

Se obtuvo una muestra compuesta de tres submuestras del horizonte superficial (0-20 cm) de cada sitio y uso de suelo. Las muestras se secaron al aire y se tamizaron por 2 mm. Sobre las mismas se determinó la distribución de tamaño de partículas empleando el método del hidrómetro (Bouyoucos, 1962), y el valor de pH en relación suelo:agua 1:2,5. El contenido de carbono (C) y nitrógeno total (N) se determinó mediante análisis elemental (Truspec, LECO), y la capacidad de intercambio catiónico y el Ca intercambiable se obtuvieron por extracción con acetato de amonio 1 mol L^{-1} a pH 7 (Sumner & Miller, 1996). El Ca soluble se obtuvo en extracto de pasta saturada. Los óxidos de Fe y Al amorfos se extrajeron en oscuridad con ácido oxálico, mientras que los óxidos de Fe y Al cristalinos se obtuvieron con ácido oxálico a ebullición (Schlichting, *et al*., 1995). Los elementos Ca, Fe y Al se cuantificaron por absorción atómica (PinAAcle 900H, Perkin Elmer).

Extracción y caracterización de ácidos húmicos, fúlvicos y sólidos suspendidos

La extracción de AH y AF se realizó empleando el método propuesto por Swift (1996). En la Figura 1 se indican las etapas del proceso de extracción y la caracterización realizada sobre cada fracción.

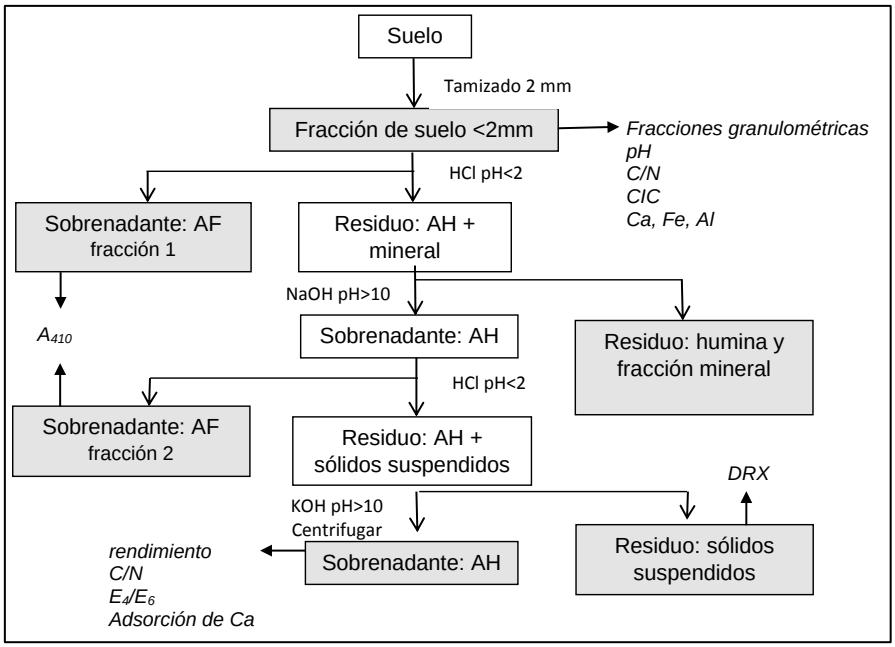


Figura 1. Procedimiento de extracción y caracterización de ácidos húmicos, fúlvicos y sólidos suspendidos.

El rendimiento de la extracción de AH se determinó de forma cualitativa como el volumen de AH obtenido previo a la etapa de liofilización. Los AH se caracterizaron según propiedades químicas y espectroscópicas. C y N se determinaron por análisis elemental (Truspec, LECO) y los datos obtenidos fueron corregidos de acuerdo a su contenido de cenizas (700 ºC, 2h). La relación de absorbancias a 465 y 665 nm (E_4/E_6) se obtuvo a partir de soluciones de AH 25 mg L^{-1}

preparadas en bicarbonato de sodio 0,05 mol L^{-1} (Lambda 35, Perkin Elmer) (Chen, *et al*., 1977). El análisis por espectroscopia infrarroja (IR) se realizó en pastilla de KBr al 1 % (Nicolet Nexus). La unión de Ca a los AH se determinó mediante isotermas de adsorción usando un electrodo de ion selectivo, sobre soluciones 1 g L^{-1} de AH a pH 7. También se determinó el potencial zeta en función del pH con NaCl o $CaCl_2$ (fuerza iónica=0.01) (Zetasizer ZS90, Malvern). Un análisis cualitativo del contenido de C en soluciones de AF se obtuvo determinando la absorbancia a 410 nm (A_{410}) en soluciones de AF a pH 2 (Zalba, *et al*., 1996). La fracción mineral obtenida en la última etapa de extracción de AH (sólidos suspendidos) se caracterizó por difracción de rayos X (DRX) (Rigaku D-Max III-C).

Análisis estadístico

Todos los análisis se realizaron por triplicado. Las diferencias entre sitios y manejos se determinaron aplicando ANOVA y test de mínima diferencia significativa (LSD) de Fisher con un nivel de significancia 0,05 utilizando el programa INFOSTAT (Di Rienzo, *et al*., 2015).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Propiedades físico químicas de los suelos

Los resultados de caracterización de suelos se muestran en la Tabla 1. El sitio 1 tiene un contenido de arcilla + limo más alto que el sitio 2. El contenido de C y N fue significativamente más alto en VN con respecto al uso A. El contenido de C en los suelos agrícolas se corresponde con los bajos niveles de MO de la región semiárida (Quiroga, *et al*., 1999). El mayor contenido de N en el sitio 1 en VN es consistente con la deposición de residuos de pasturas naturales de leguminosas (*Prosopis caldenia*) en simbiosis con bacterias fijadoras de nitrógeno (Riestra, *et al*., 2012 Los valores de CIC se correspondieron al tipo de minerales que predominan en zonas semiáridas, tal como esmectitas pobremente cristalinas e illitas con trazas de caolinitas (Hepper, *et al*., 2006; Iturri & Buschiazzo, 2014). El valor de CIC obtenido en el sitio 1 fue más bajo que el encontrado en el sitio 2, lo cual es controversial debido a que podría esperarse que el sitio 1 tuviera mayor CIC asociado al mayor contenido de arcilla + limo y MO. Los valores de pH son consistentes para la región, siendo significativamente más bajo el pH en el sitio 1 VN, debido a la deposición permanente de residuos orgánicos que produce la acidificación del suelo.

Tabla 1. Caracterización físico química de los suelos en cada sitio y manejo.

	Sitio 1		Sitio 2	
	VN	**A**	**VN**	**A**
Arcilla + Limo (%)	53,6	55,2	51,8	49,3
MO (%)	4,70	1,90	3,40	2,30
C (%)	2,73	1,12	1,98	1,34
N (%)	0,20	0,09	0,14	0,10
C/N	13,50	13,00	14,70	13,30
pH	5,20	6,40	6,87	7,00
CIC ($cmol_c$ Kg^{-1})	16,5	16,7	20,5	19,6

En la Tabla 2 se muestra la concentración de Ca, Fe y Al obtenida mediante procedimientos de extracción química. Se observa que la concentración de Ca tanto intercambiable como soluble presenta diferencias significativas entre sitios y manejos. El Ca soluble fue significativamente más alto en el sitio 1 sobre VN, lo cual podría estar asociado a menor extracción de bases en este uso. El contenido de óxidos de Fe amorfo y cristalino fue mayor en VN que en A. El sitio 1 VN mostró el contenido más alto de estas fracciones, lo cual se corresponde con el pH más bajo del suelo (5,2). Los óxidos de Al cristalino y amorfo muestran diferencias significativas en el sitio 1, siendo los contenidos menores bajo uso A.

Tabla 2. Concentración elemental obtenida por extracción química en los suelos de cada sitio y manejo.

	Sitio 1		Sitio 2	
	VN	**A**	**VN**	**A**
Ca intercambiable ($cmol_c$ kg^{-1})	7,84 ± 0,25 d	9,28 ± 0,44 c	13,38 ± 0,07 a	12,08 ± 0,03 b
Ca solución (mmol L^{-1})	0,55 ± 0,01 a	-	0,34 ± 0,01 b	0,35 ± 0,01 b
Fe amorfo (g kg^{-1})	0,82 ± 0,01 a	0,50 ± 0,03 b	0,52 ± 0,03 b	0,40 ± 0,02 c
Fe cristalino (g kg^{-1})	2,41 ± 0,16 a	2,02 ± 0,25 b	2,10 ± 0,21 ab	1,54 ± 0,15 c
Al amorfo (g kg^{-1})	0,66 ± 0,02 a	0,39 ± 0,01 d	0,58 ± 0,02 c	0,62 ± 0,03 b
Al cristalino (g kg^{-1})	1,00 ± 0,02 a	0,71 ± 0,02 b	0,97 ± 0,03 a	1,02 ± 0,04 a

Caracterización de AH

En la Tabla 3 se observan los parámetros de caracterización de los AH. El rendimiento en la extracción de AH en VN fue mayor que el obtenido bajo uso A, y dicho rendimiento fue más alto en el sitio 1. Estos resultados se corresponden con el mayor contenido de MO en este sitio bajo VN debido a que el mismo no fue disturbado desde su condición natural inicial. El C en los AH no mostró diferencias significativas entre sitios y usos, pero el N fue más alto para el sitio 1 en VN. Debido a ello, éste último sitio exhibe una relación C/N más estrecha que la obtenida en situación A. El sitio 2 mostró una significativa aunque muy estrecha diferencia en la relación C/N para ambos usos.

La relación E_4/E_6 es significativamente diferente y más alta en el sitio 1 VN que en los demás. En general valores más altos de la relación E_4/E_6 están asociados a moléculas orgánicas más pequeñas o a estructuras alifáticas más que aromáticas, o a un contenido más alto de grupos funcionales (Zalba, *et al*., 1996).

Tabla 3. Composición elemental, relaciones atómicas y espectrales de AH en cada sitio y manejo.

Parámetro	Sitio 1		Sitio 2	
	VN	A	VN	A
rendimiento (mL 100 g^{-1})	65	17,5	23	13
E_4/E_6	4,45 ± 0,03 a	3,99 ± 0,03 b	3,84 ± 0,03 b	4,02 ± 0,19 b
Aromaticidad (%)	31,6 ± 0,2 a	53,4 ± 0,4 b	52,7 ± 0,3 b	52,8 ± 1,3 b
C (%)	51,6 ± 3,97 a	55,2 ± 1,45 a	55,3 ± 2,63 a	55,4 ± 1,22 a
N (%)	5,13 ± 0,35 a	3,78 ± 0,11 b	3,96 ± 0,13 b	3,68 ± 0,04 b
C/N	10,0 ± 0,13 a	14,6 ± 0,13 b	14,0 ± 0,26 c	15,1 ± 0,26 d

Los espectros IR de las muestras de AH presentan bandas en las siguientes frecuencias (cm^{-1}) : 3400 (tensión OH del puente hidrógeno), 2840-2960 (flexión del enlace C-H del CH_2 y CH_3 alifático), 1715 (C=O del COOH, flexión C=O del C=O cetónico), 1615 (C=C aromático, C=O puente hidrógeno del carbono carbonilo o quinona, COO^-), 1400 (COO^-, C-H alifático), y 1230 (flexión CO de la deformación OH del COOH) (Molina, 2014). La diferencia que se observó en los espectros IR de muestras de AH corresponde a la disminución de las intensidades correspondientes a las bandas a 1715 cm^{-1} y 1230 cm^{-1} para el AH del sitio 1 VN. Este cambio en la intensidad podría deberse a que esta muestra presenta un menor contenido de grupos carboxílicos que las demás, o bien puede que los grupos carboxílicos estén enlazados a cationes. Otra diferencia entre los espectros de AH es el aumento de la intensidad de las bandas situadas en aproximadamente 1050 cm^{-1} (asignada a vibraciones Si-O) en el sitio 1 VN, esto estaría asociado al elevado grado de impurezas inorgánicas luego de la extracción (~30%).

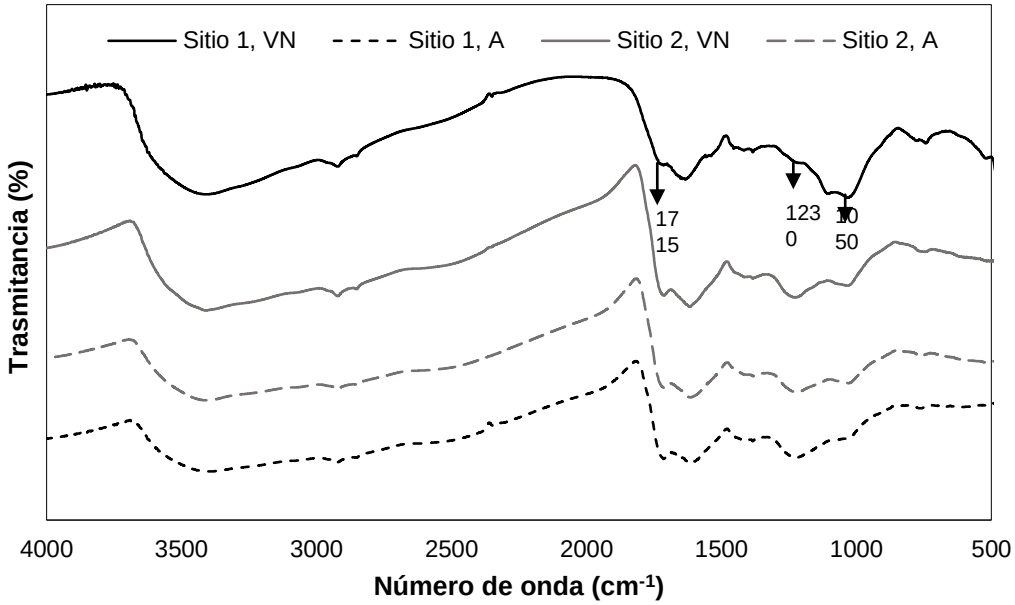


Figura 2. Espectros IR de AH extraídos de suelo y asignación de bandas características en IR.

La Figura 3a representa el enlace de Ca a los AH extraídos de cada sitio y uso. La isoterma de adsorción de Ca a AH en el sitio 1 VN alcanza una meseta en el enlace de Ca, a diferencia de las demás que no presentan una saturación de la adsorción (Tipping, 2002). Es decir que el AH extraído del sitio 1 sobre VN tiene una capacidad limitada para la unión de Ca. La Figura 3b muestra el potencial zeta de los AH en función del pH en presencia de NaCl y $CaCl_2$. Se observa que

el potencial zeta adquiere valores negativos en todos los casos, lo cual se corresponde con el contenido de grupos funcionales que generan cargas negativas variables en función del pH (Alvarez Puebla & Garrido, 2005). En presencia de $CaCl_2$ el potencial zeta disminuye su valor negativo, debido a que el Ca neutraliza parte de las cargas negativas en las moléculas de AH (Kloster *et al.*, 2013). Además se observa que en $CaCl_2$ se estrecha la variabilidad en el valor determinado del potencial zeta para los diferentes AH con respecto al valor determinado en NaCl. Conociendo que el valor de potencial zeta del AH del sitio 1 en VN es similar a los demás AH en presencia de Ca, se podría postular que la diferencia en la adsorción de Ca, en principio, no es debido a un enlace de tipo electrostático. Sin embargo, debido al elevado contenido de impurezas minerales presentes en este AH, determinadas por calcinación y confirmadas mediante el espectro IR, también podría ocurrir que la menor adsorción ocurra porque parte de los sitios de enlace de tipo electrostático, ya estén saturados por adsorción de los cationes co-extraídos.

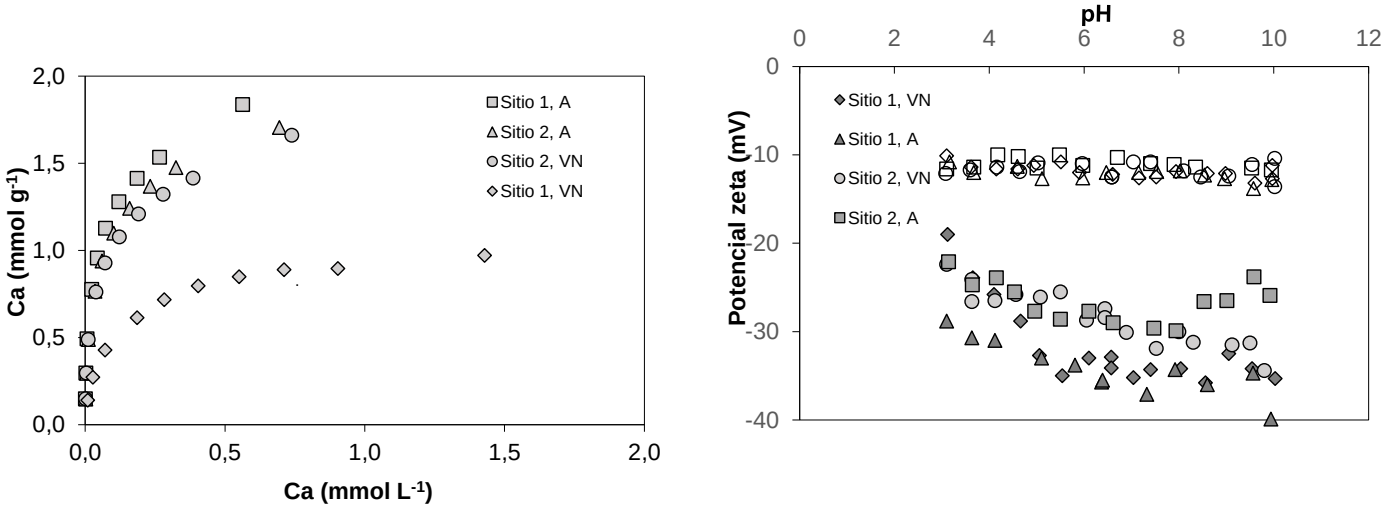


Figura 3. a) Isotermas de adsorción de Ca a los AH extraídos de cada sitio y uso (pH 7); b) Potencial zeta de los AH en función del pH en presencia de NaCl (puntos grises) y $CaCl_2$ (puntos blancos).

Caracterización de AF

En la Tabla 4 se muestran los parámetros de caracterización de AF. Se observan diferencias significativas en el contenido de AF extraído en el sitio 1 en VN y las demás situaciones, siendo más alto en el primer caso. Estos resultados son consistentes con la disminución del contenido de MO en el sitio 1 bajo uso A y a diferencias en la cantidad y calidad de residuos en el sitio 2. Éste último tiene una historia agrícola reciente (solo 10 años), por lo que es de esperar que aún no se detecten diferencias significativas en algunos parámetros para los diferentes manejos.

Tabla 4. Absorbancia a 410 nm (A_{410}) de fracciones de AF en cada sitio y manejo.

Parámetro	Sitio 1		Sitio 2	
	VN	A	VN	A
A_{410} fracción 1	0,078 ± 0,009 a	0,007 ± 0,001 b	0,011 ± 0,001 b	0,013 ± 0,001 b
A_{410} fracción 2	0,448 ± 0,002 a	0,075 ± 0,013 b	0,077 ± 0,009 b	0,081 ± 0,006 b

Caracterización de sólidos suspendidos

El estudio de difracción de rayos X sobre la fracción mineral en suspensión, que representa sólidos fuertemente asociados a las moléculas de AH, arrojó resultados similares en ambos sitios y condiciones de manejo. Se identificaron minerales representativos de los suelos bajo estudio: principalmente illitas, feldespatos y montmorrillonitas, además en los sólidos suspendidos de los sitios VN se detectó la presencia de hematita.

CONCLUSIONES

El rendimiento en la extracción de AH bajo VN fue notablemente mayor que el obtenido bajo manejo A. Estos resultados confirman que las prácticas agrícolas disminuyen el contenido de la MO en las fracciones de MO más estables. El rendimiento en la extracción varió entre sitios, siendo más alto en el sitio 1 sobre VN. Esto se asocia a la condición sin disturbar de este manejo desde su formación (monte de Caldén), a diferencia del sitio 2 que ha sido intervenido con un cultivo de pastura perenne hace 50 años. Además, la mayor cantidad de óxidos de Fe y Al en el sitio 1 sobre VN podría

favorecer la formación de complejos órgano-minerales que sirven de anclaje para la posterior adsorción y estabilización progresiva de MO.

Los AH extraídos se diferencian en sus propiedades químicas. A partir de la relación E_4/E_6 se podría inferir que los AH extraídos de los suelos bajo uso A y en el sitio 2 VN están formados por moléculas orgánicas que son más persistentes en el suelo. Al estudiar las propiedades de unión a Ca, se determinó que el AH del sitio 1 sobre VN tiene una capacidad limitada para el enlace de Ca, que en principio, no sería debido a un enlace de tipo electrostático. Son necesarios más estudios para comprender si este comportamiento se corresponde con la saturación parcial de los sitios de adsorción debido a impurezas minerales.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a las instituciones que financiaron el trabajo: INTA, CONICET.

BIBLIOGRAFÍA

- Abril, A; N Casado-Murillo; C Vázquez & P Olivera. 2013. Labile and recalcitrant carbon in crop residue and soil under No-Till practices in central region of Argentina. The open Agriculture Journal 7:32-39
- Alvarez-Puebla RA & JJ Garrido. 2005. Effect of pH on the aggregation of a gray humic acid in colloidal and solid states. Chemosphere 59:659-667.
- Bouyoucos, GJ. 1962. Hydrometer method for making particle size analysis soils. Agronomy Journal 54:464-465.
- Chen, Y; N Senesi & M Schnitzer. 1977. Information provided on humic substances by E2/E3 ratio. Soil Science Society of America Journal 41:352-358.
- Di Rienzo, J; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2015. Infostat versión 2015.
- Drosos, M; A Nebbioso; P Mazzei; G Vinci; R Spaccini & A Piccolo. 2017. A molecular zoom into soil Humeome by a direct sequential chemical fractionation of soil. Science of the Total Environment 586:807-816.
- Falsone, G; L Celi; S Stanchi & E Bonifacio. 2016. Relative importance of mineralogy and organic matter characteristics on macroaggregate and colloid dynamic in Mg-silicate dominated soils. Land Degrad. & Develop. 27:1700-1708.
- Hepper, EN; DE Buschiazzo; GG Hevia; A Urioste & L Antón. 2006. Clay mineralogy, cation exchange capacity and specific surface area of loess soils with different volcanic ash contents. Geoderma 135:216-223.
- Iturri, LA & DE Buschiazzo. 2014. Cation exchange capacity and mineralogy of loess soils with different amounts of volcanic ashes. Catena 121:81-87.
- Kloster, N; M Brigante; G Zanini & M Avena. 2013. Aggregation kinetics of humic acids in the presence of calcium ions. Colloids and surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects 427:76-82
- Kloster, N & M Avena. 2015. Interaction of humic acids with soil minerals. Adsorption and surface aggregation induced by Ca2+. Environmental Chemistry 12(6):731-738.
- Molina, FV. 2014. Soil Colloids properties and ion binding. CRC Press.
- Noellemeyer, E; F Frank; C Alvarez; G Morazzo & A Quiroga. 2008. Carbon contents and aggregation related to soil physical and biological properties under a land use sequence in the semiarid region of central Argentina. Soil & Tillage Research 99:179-190.
- Quiroga, A; D Funaro; E Noellemeyer & N Peinemann. 2006. Barley yield response to soil organic matter and texture in the Pampas of Argentina. Soil & Tillage Research 90:63-68.
- Quiroga, AR; DE Buschiazzo & N Peinemann. 1999. Soil compaction is related to management practices in the semi-arid Argentine pampas. Soil & Tillage Research 52:21-28.
- Riestra, D; E Noellemeyer & A Quiroga. 2012. Soil texture and forest species condition the effect of afforestation on soil quality parameters. Soil Science 177:279-287.
- Schlichting, E; HP Blume & K Stahr. 1995. Bodenkundliches Praktikum. 2nd ed. Hamburg-Berlín: Paul Parey Berlag.
- Sumner, ME & WP Miller. 1996. Cation exchange capacity and exchange coefficients. En: Methods of soil analysis. Part 3-Chemical Methods. Madison, Wisconsin, USA: Soil Sci. Soc. Am.
- Swift, RS. 1996. Chapter 35: Organic matter characterization. En: Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods. Madison WI: Soil Sci. Soc. Am. Book Series: 5. pp. 1018-1020.
- Tipping E. 2002. Cation Binding by Humic Substances. Cambridge University. New York. pp 434.

- Vogel, C; K Heister; F Buegger; I Tanubuidjaja; S Haug; M Schloter & I Kogel-Knabner. 2015. Clay mineral composition modifies decomposition and sequestration of organic carbon and nitrogen in fine soil fractions. Biol. Fertil. Soils 51:427-442.
- Zalba, P; JC Gasparoni & N Peinemann. 1996. A rapid method for estimating the carbon concentration of fulvic acids. Communications in Soil Science and Plant Analysis 27(1-2):1-5.

C4P71. ESTUDIO A ESCALA DE SITIO SOBRE IMPACTO DE LA SIEMBRA DIRECTA EN LA ESTABILIZACIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO

Koritko, Lucas; Suarez, Ariel; Anriquez, Analia; Silberman, Juan y Albanesi, Ada

Facultad de Agronomía y Agroindustrias, Universidad Nacional de Santiago del Estero. Avenida Belgrano (s) 1912. Santiago del estero. Argentina. lucaskoritko@gmail.com

RESUMEN

La porción argentina de la ecoregión Gran Chaco ha sido particularmente afectada por una tasa de deforestación mayor que el promedio continental. La mayor tasa de desmonte ocurrió en el norte del país, particularmente en Santiago del Estero, Salta y Chaco. Este es un problema sustancial dado que es el polo de calor de Sudamérica y las consecuencias de los desmontes exponen a los suelos a procesos de mineralización acelerando la pérdida de carbono orgánico del suelo (COS). El objetivo del presente trabajo fue describir y explicar a escala de sitio en la ecoregión mencionada los cambios en el COS y sus fracciones que suceden en el monte nativo por la intervención agrícola con siembra directa y la dinámica del C en el tiempo. El lugar de estudio se ubica en la unidad de suelos Llanura nororiental suavemente ondulada en el Dpto. Moreno y J.F. Ibarra localizada en la región Centro-Este de la provincia de Santiago del Estero, Argentina (área con mayor tasa de desmontes). En base a una cronosecuencia inferida y con puntos georreferenciados bajo el uso de fotografía aérea se seleccionaron 3 sitios de muestreo (campos) con suelos de lotes que luego del desmonte pasaron al manejo agrícola bajo Siembra Directa (SD). Se midió carbono orgánico total (COT), carbono orgánico particulado (COP), carbono asociado a la fase mineral (COA), carbono potencialmente mineralizable (C0) y tasa de mineralización (kc) tomando muestras de 0 a 0,05 m y de 0,05 a 0,20 m de profundidad con diferentes años de siembra directa (3, 6, 10 y 17 años) tomando el monte nativo (MN) como sitio de referencia (año 0). El carbono asociado a macroagregados (COP) fue la fracción más sensible con pérdidas del 60% una vez ocurrido el disturbio. A partir de los 6 años de SD se estabilizó el C en todas sus fracciones respecto del MN manteniendo valores similares hasta SD de 17 años. Se registraron diferencias significativas entre ambas profundidades de muestreo. El C0 y el COT tendieron a estabilizarse en la transformación de MN a SD. En los sitios con diferentes años de SD no se modificaron el C0 y el kc, sosteniendo la población y la actividad de los microorganismos del suelo. Luego de 17 años bajo SD la materia orgánica del suelo no sufrió alteraciones significativas evidenciando la estabilización de la misma.

Palabras claves: Chaco semiárido, COS, Tasa de mineralización.

C4P72. PROFUNDIDAD EFECTIVA DEL SUELO Y RENDIMIENTOS DE TRIGO EN EL SUDOESTE BONAERENSE

Krüger, Hugo R.; Frolla, Franco D y Zilio, Josefina P.

INTA. EEA Bordenave. CC 44 (8187) Bordenave. Argentina. kruger.hugo@inta.gob.ar

RESUMEN

Se estudió la influencia de la profundidad efectiva del suelo (PE) sobre el contenido de agua útil al momento de la siembra (AUS), en el mes de noviembre (AUN) y sobre el rendimiento del cultivo (REND) en un monocultivo de trigo en siembra directa de la región semiárida bonaerense. Los objetivos fueron establecer la relación entre PE y REND y determinar la PE crítica para la producción de trigo. En 15 puntos de un lote comercial, seleccionados anualmente, se midieron durante siete campañas AUS, AUN y REND. Se calculó el rendimiento relativo (RR) y se utilizaron procedimientos de regresión simple y árbol de clasificación-regresión. Los rendimientos mínimo y máximo absolutos fueron de 870 y 5900 kg ha^{-1}. Se observaron relaciones significativas entre PE y REND en seis de las siete campañas. Se estableció una PE crítica de 0,52 m, para un RR de 0,68, que corresponde a un rango de producción entre 1500 y 4000 kg grano ha^{-1}. En todas las campañas se observó relación entre PE y AUS (R^2>0,31, p<0,06), y en seis de ellas con AUN (R^2>0,34, p<0,02). A su vez, el contenido de agua del suelo influyó sobre el rendimiento del cultivo: AUS en cinco campañas (R^2>0,41, p<0,01), y AUN en seis (R^2>0,23, p<0,07). Aunque se observó relación entre estas variables y la precipitación, no se pudieron establecer correlaciones significativas. El árbol de clasificación-regresión seleccionó PE como primera variable determinante del RR del trigo seguida de la precipitación durante el ciclo y en el mes de noviembre para los suelos menos profundos, y la precipitación durante el ciclo y el barbecho para los más profundos. Los resultados indican que es posible el manejo por ambientes basados en la PE.

Palabras claves: Manejo por ambientes, zona semiárida, cereales de invierno

INTRODUCCIÓN

La presencia de un horizonte petrocálcico en los suelos regionales condiciona la profundidad efectiva (PE) y la capacidad de retención de agua útil del suelo (CRAU) (Puricelli *et al.*, 1997). En un trabajo anterior (Krüger et al., 2014), se observó que la PE influyó sobre algunas variables de producción de trigo como: el nivel de residuos logrado a través de varias campañas, el contenido de agua útil del suelo a la siembra (AUS) y durante el ciclo del cultivo, y la eficiencia de uso del agua. La interacción de estas variables determinó mayores rendimientos en suelos de alta PE. Se postula que, sin independizar la producción del cultivo respecto de la cantidad y distribución de las precipitaciones durante el barbecho y el ciclo, la utilización de suelos relativamente profundos mejora la probabilidad de lograr rendimientos aceptables, incide sobre la respuesta a la fertilización nitrogenada (Frolla *et al.*, 2016), y genera un criterio de manejo por ambientes relativamente simple y permanente. El objetivo del presente trabajo fue determinar el efecto de la PE del suelo sobre los rendimientos de trigo en siembra directa, y establecer la profundidad crítica para esta actividad en la planicie sobre tosca del sudoeste bonaerense.

MATERIALES Y MÉTODOS

La experiencia se realizó en un establecimiento del sur del partido de Puan (Bs. As.), sobre una asociación de *Argiustol típico, somero* y *Haplustol lítico* de textura franco a franco-arcillosa (SAGyP -INTA, 1989). Durante el período 2011-2017 se determinaron: el contenido de agua útil a la siembra del cultivo (AUS), en el mes de noviembre (AUN), y los rendimientos del trigo (REND), en 15 puntos seleccionados anualmente con PE entre 0,2 y 1 m. AUS y AUN se midieron en forma gravimétrica, en capas de 0,2 m hasta el horizonte petrocálcico y REND por cosecha manual (0,84 m^2 $punto^{-1}$) y trilla mecánica. El rendimiento relativo (RR) se calculó, para cada campaña, como el cociente entre el rendimiento de cada punto y el rendimiento máximo. Se aplicaron procedimientos de regresión simple (Cate & Nelson, 1971), y árbol de clasificación-regresión (Johannes & Hoddinott, 1999) para analizar la relación entre variables utilizando software Infostat® (Di Rienzo *et al.*, 2012) y R (R Core Team, 2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Tabla 1 muestra los registros de precipitación mensual de cada año y los valores medios correspondientes a los registros históricos disponibles (2003-2017).

La cantidad y distribución de lluvias resultó diferente en cada campaña y varió, además, respecto de los valores medios históricos. En 2011 la precipitación durante el barbecho superó a la media mientras que fue reducida durante el ciclo y concentrada sobre su final. En 2012 fue cercana a la media en el barbecho y ciclo, en ambos casos concentrada sobre las etapas iniciales. En 2013 fue escasa durante el barbecho, con registros importantes sobre el final, y escasa en el ciclo con mejor distribución relativa. En 2014 la precipitación fue normal durante el barbecho y excesiva durante el ciclo. En 2015 resultó excesiva durante el barbecho y relativamente baja durante el ciclo, con picos en agosto y octubre. En 2016 fue abundante durante el barbecho y algo menor a la media en el ciclo, concentrada sobre octubre. En 2017 fue excesiva durante el barbecho y normal en el ciclo, con déficit en octubre. Si bien no existieron dos campañas similares, en general se observó una tendencia a mayor precipitación durante el barbecho que en el ciclo.

Tabla 1: Precipitación mensual y total anual en San Germán (Bs.As.) para el período estudiado.

Año	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Total
	---------- mm ----------												
2011	293	45	100	47	61	0	16	4	0	53	112	26	757
2012	74	64	61	0	36	0	0	180	98	20	0	37	570
2013	28	71	6	106	2	0	70	0	66	39	22	2	412
2014	18	59	11	160	86	18	104	140	67	150	99	18	930
2015	127	128	118	158	40	0	35	55	15	103	34	108	921
2016	140	166	20	94	70	67	42	4	33	132	10	21	799
2017	59	131	86	330	79	73	20	48	79	25	49	24	1003
2003-2017	92	97	75	87	34	17	36	40	60	87	61	71	757

La Figura 1 presenta los rendimientos del trigo en función de la PE para cada campaña. Los rendimientos medios por campaña oscilaron entre 1800 y 3600 kg ha^{-1}, con un máximo absoluto en 2016 (5898 kg ha^{-1}) en un suelo profundo, y un mínimo en 2012 (871 kg ha^{-1}) en un suelo somero.

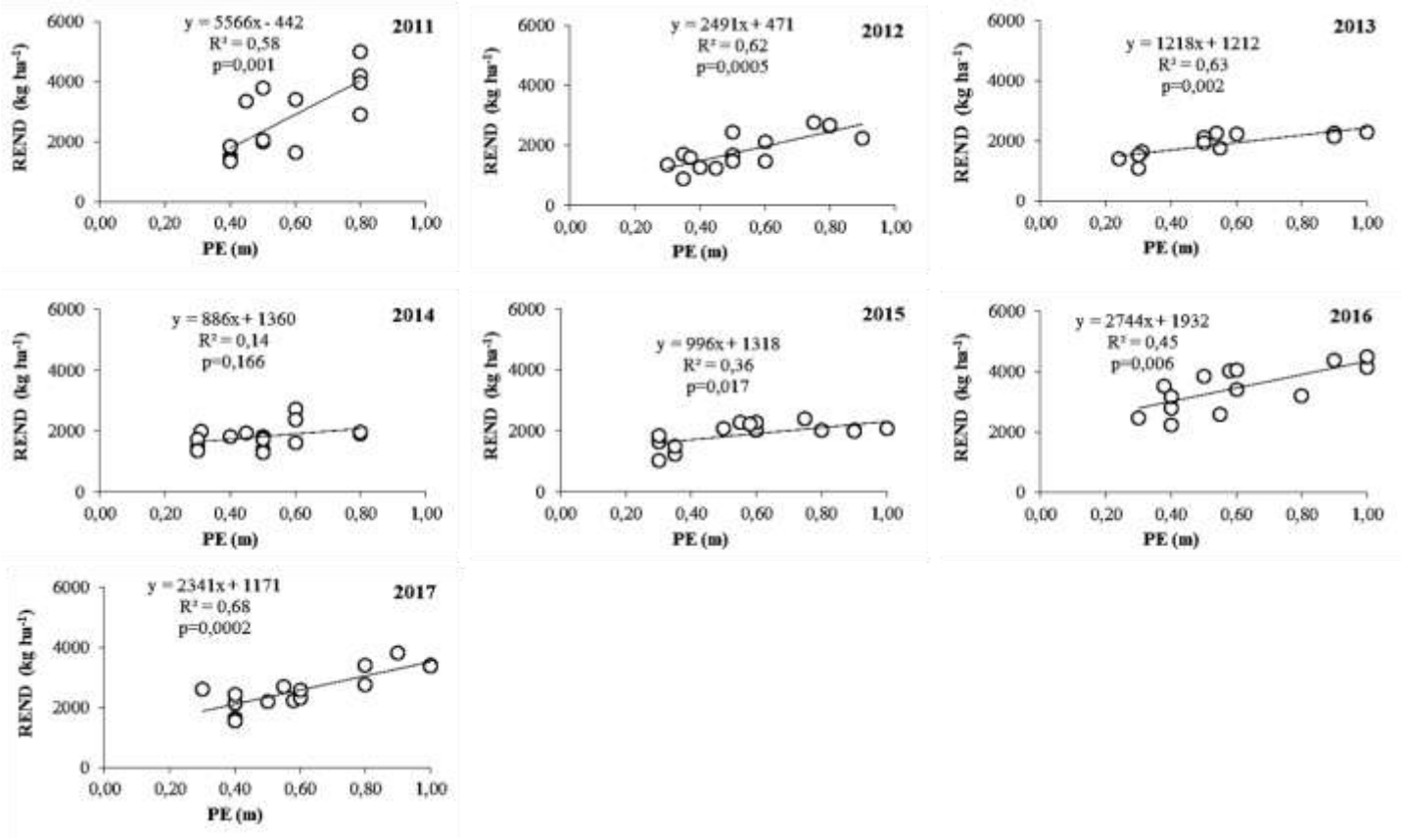


Figura 1: Relación entre la profundidad efectiva del suelo (PE) y el rendimiento del trigo (REND).

Se observaron relaciones significativas entre PE y REND en seis de las siete campañas. En 2014, con exceso de precipitaciones durante el ciclo, lavado de nitrógeno en el suelo y alta incidencia de enfermedades fúngicas, la relación fue baja y no significativa por caída de rendimientos en los suelos más profundos. La correlación PE vs. REND fue diferente en cada campaña explicando, la variación de la PE entre el 36 y el 63% de la variación del REND. Bravo *et al*. (2004), durante una campaña en la misma región observaron una variación del 54% en el rendimiento debido a la variación de la PE, ubicándose los menores rendimientos en suelos de profundidad menor a 0,4 m.

Considerando la presencia regional del horizonte petrocálcico, esta relación genera condiciones apropiadas para el manejo de suelos por ambientes basados sobre la PE. Resulta de interés, en este caso, la determinación de valores críticos de PE para la producción de trigo u otros cereales de invierno.

La Figura 2 muestra, para el conjunto de las campañas, un diagrama de Cate y Nelson, representando la variación del rendimiento relativo (RR) del trigo en función de la PE. De los cuatro cuadrantes de la figura, las observaciones comprendidas en los numerados II y IV conforman el modelo que determinó un valor crítico de 0,52 m de PE para obtener rendimientos relativos mayores a 0,68. Esta PE establece un límite para la producción de trigo en la zona estudiada y sirve de referencia para considerar suelos someros y profundos respectivamente. De acuerdo con los rendimientos máximos observados en cada campaña (Figura 1), un valor de RR de 0,68 corresponde a un rango de producción entre 1500 y 4000 kg grano ha^{-1}.

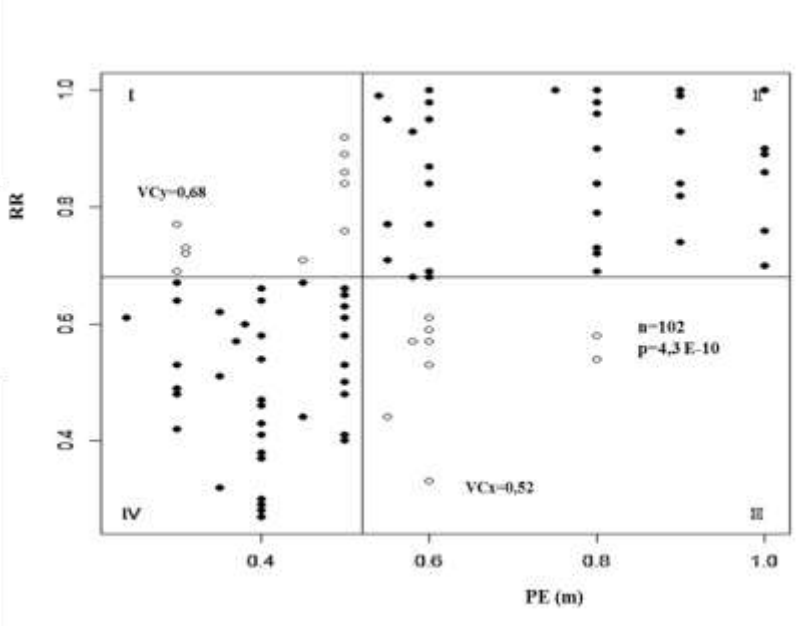


Figura 2: Rendimiento relativo del trigo (RR) en función de la profundidad efectiva (PE).Valores críticos de profundidad efectiva (VCx) y rendimiento relativo del trigo (VCy) para el conjunto de las campañas estudiadas

Para los suelos estudiados, con similar composición granulométrica y contenido de materia orgánica, la PE puede considerarse representativa de la CRAU, influyendo sobre el rendimiento a través del contenido de agua del suelo. La Tabla 2 muestra los resultados de los análisis de regresión lineal simple entre las variables PE, AUS, AUN y REND.

En todas las campañas se observó relación entre PE y AUS (R^2>0,31, p<0,06), y en seis de ellas con AUN (R^2>0,34, p<0,02). A su vez, el contenido de agua del suelo influyó sobre el rendimiento del cultivo: AUS en cinco campañas (R^2>0,41, p<0,01), y AUN en seis (R^2>0,23, p<0,07).

La relación entre al agua almacenada en el suelo a la siembra y los rendimientos del trigo y otros cultivos ha sido descripta en la Región Semiárida Pampeana (Fontana et al., 2006; Quiroga & Bono, 2007). Sin embargo en suelos con capacidades de retención de agua útil menores a 150 mm, como las observadas en la zona, la dotación hídrica inicial a menudo no explica aceptablemente la variación de rendimientos, y debe combinarse con el contenido de agua durante el período crítico para la definición del rendimiento (Quiroga *et al.*, 2005; Venanzi *et al.*, 2007).

El contenido de agua útil del suelo depende de la precipitación recibida previamente, asumiendo que no existe un escurrimiento significativo. Distintos autores explicaron la variación de rendimientos de trigo en función de la variación de la precipitación. Loewy (1987) la relacionó con la precipitación anual (R^2=0,83); Miranda y Junquera (1994) con la precipitación acumulada entre septiembre y noviembre (R^2=0,36); Zilio et al. (2014) lo hicieron con la precipitación acumulada entre agosto y noviembre (R^2=0,30) y, en menor medida (R^2=0,10), con la precipitación durante el período crítico del trigo (octubre-noviembre).

Tabla 2 – Coeficientes de determinación (R^2) y valores de probabilidad (p) para la relación lineal entre distintas variables: profundidad efectiva (PE), contenido de agua útil (a la siembra, AUS y en el mes de noviembre, AUN), y rendimiento del trigo (REND). En cada serie de análisis se identifica la variable independiente y dependiente en ese orden

Año	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
				----- PE vs. AUS -----			
R^2	0,66	0,35	0,31	0,57	0,76	0,68	0,42
p	0,0002	0,02	0,062	0,001	0,0001	0,0002	0,0086
				----- PE vs. AUN -----			
R^2	0,02	0,55	0,49	0,82	0,78	0,34	0,34
p	0,598	0,001	0,011	0,0001	0,0001	0,023	0,023
				---------- AUS vs. REND ----------			
R^2	0,57	0,18	0,63	0,08	0,49	0,41	0,62
p	0,011	0,115	0,002	0,301	0,004	0,01	0,0005
				---------- AUN vs. REND ----------			
R^2	0,23	0,33	0,49	0,09	0,39	0,60	0,60
p	0,07	0,025	0,011	0,291	0,013	0,0007	0,0007

La amplia variabilidad en cantidad y distribución de las precipitaciones entre campañas, junto con otros factores climáticos y bióticos, hacen que estas relaciones no siempre se cumplan o el ajuste de los modelos no sea aceptable. En este estudio, la variación de la precipitación durante distintos períodos: barbecho, ciclo del cultivo (junio-noviembre), etapa vegetativa (agosto y septiembre), período crítico (octubre y noviembre) y anual, no explicó significativamente la variación de los rendimientos medios del cultivo (datos no presentados). Tampoco se observó relación entre dichas variables y el grado de respuesta de REND a la PE, representado por la pendiente de las rectas de regresión de la Figura 1.

Si se analizan las campañas en forma individual es posible observar, sin embargo, relación entre las precipitaciones, el contenido de agua del suelo y los rendimientos. Precipitaciones relativamente abundantes durante el barbecho permiten completar la capacidad de almacenamiento de los suelos profundos y determinan relaciones significativas entre PE, AUS y REND. Escasas precipitaciones, o concentradas sobre el inicio del barbecho disminuyen su eficiencia hídrica, especialmente en los suelos profundos, y atenúan estas correlaciones. De la misma forma, precipitaciones cercanas a las normales durante el ciclo del cultivo mejoran la relación PE vs AUN, pero pueden influir negativamente sobre la relación AUS vs. REND. El escaso número relativo de campañas analizadas, hace que las combinaciones entre estas variables dificulten el establecimiento de relaciones lineales simples.

La existencia de colinealidad impide, por otra parte, la utilización de modelos de regresión múltiple para explicar la relación y la importancia relativa de las variables involucradas en la dinámica hídrica del cultivo y los rendimientos. El árbol de clasificación-regresión (Figura 3) permite jerarquizar variables y establecer valores críticos tentativos a pesar de esta restricción (Johannes & Hoddinott, 1999). En este caso, considerando PE, AUS, AUN, precipitación durante el barbecho (PPb), durante el ciclo (PPc) y durante el mes de noviembre (PPn) como variables determinantes y RR como variable dependiente, el modelo seleccionó PE como primera variable determinante del RR. Con un valor límite de 0,52 m, la PE separó dos grupos con RR medios de 0,56 y 0,80 respectivamente.

En un segundo nivel de discriminación, PE continuó siendo la variable más importante para suelos profundos mientras que para suelos con <0,52 m de PE el modelo seleccionó la PPc. En el tercer nivel la PPb fue la variable discriminante en suelos profundos (>0,68 m) y la PPc en el rango 0,52-0,68 m de PE. En los suelos menos profundos que recibieron PPc>191 mm la PE volvió a separar grupos de suelos.

Los resultados del árbol de clasificación-regresión coinciden con el diagrama de Cate y Nelson señalando un valor crítico de 0,52 m de PE. En los distintos niveles de jerarquización observados los RR medios superan el valor 0,67

aunque no debe subestimarse la variabilidad de los datos que determina valores mayores y menores al RR de cada grupo. Independientemente de la validez de los valores críticos y de RR medios, que deben ser chequeados en mayor número de años, la jerarquización de variables resulta lógica a la luz de la experiencia recabada a lo largo del estudio. En los suelos menos profundos la PPc es fundamental para lograr rendimientos aceptables. Una adecuada distribución, con cierto volumen en noviembre, combina la relativamente baja capacidad de retención de agua con su recarga frecuente y satisface los requerimientos del cultivo. Por este motivo en ciclos lluviosos suele disminuir la relación PE vs. REND. En suelos con PE y capacidad de retención de agua intermedia, la PPc sigue siendo importante para lograr rendimientos mayores que los de suelos someros. En los suelos más profundos cobra importancia la PPb que permite lograr almacenamientos de agua cercanos a su CRAU. Si esto se combina con baja PPc, se puede alcanzar una alta relación PE vs. REND, aunque esto no es muy frecuente ya no siempre los barbechos permiten acumular más del 60% de su CRAU (Murphy et al, 2010; Krüger *et al.*, 2014).

La múltiple combinación de estas situaciones determina la mayor o menor influencia de PE sobre REND (i.e. la pendiente de la recta de regresión). Si bien la relación resulta significativa en la mayor parte de los años, en algunas campañas las diferencias de REND entre suelos someros y profundos se estrechan, determinando un cierto nivel de riesgo económico si se pretende hacer un alto uso de insumos en los últimos.

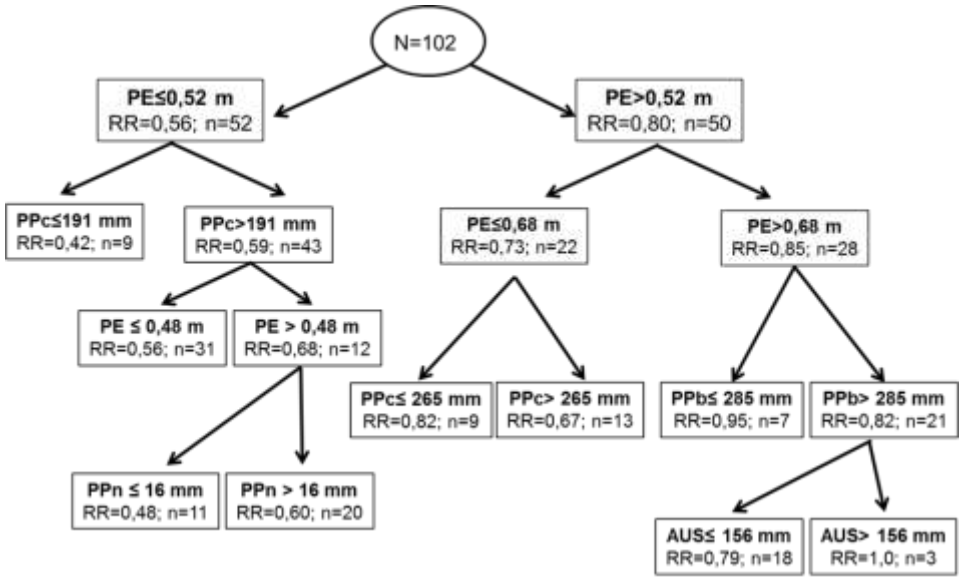


Figura 3: Árbol de clasificación-regresión para el rendimiento relativo del trigo (RR) considerando siete campañas, en función de las variables: profundidad efectiva (PE), contenido de agua útil del suelo a la siembra (AUS), contenido de agua útil del suelo en el mes de noviembre (AUN), precipitación durante el barbecho (PPb), el ciclo del cultivo (PPc) y durante el mes de noviembre (PPn). N indica el número total de casos, y n los incluidos en cada grupo.

CONCLUSIONES

La profundidad efectiva del suelo se relacionó significativamente con los rendimientos del trigo explicando, su variación, entre el 36 y el 63% de la variación del rendimiento. La correlación se justifica por su influencia sobre el contenido de agua útil del suelo, tanto a la siembra del cultivo como en el mes de noviembre. Por la baja capacidad de retención de agua de estos suelos, la dotación hídrica durante el período crítico del cultivo se combinó con la inicial para determinar el rendimiento. Aunque se observó relación entre la precipitación y el contenido de agua útil del suelo, con los datos disponibles esta no resultó significativa.

Mediante distintos métodos estadísticos se obtuvo una profundidad de referencia de 0,5 m, por encima de la cual se espera una producción aceptable de trigo. Sobre la base de los rendimientos observados durante el estudio, el rendimiento relativo determinado (0,68) implica un rango entre 1500 y 4000 kg grano ha^{-1}.

La técnica del árbol de clasificación-regresión produjo un ordenamiento lógico de las variables involucradas en la definición del rendimiento relativo del trigo. Como primer variable de discriminación se estableció la profundidad

efectiva, seguida de la precipitación durante el ciclo y en el mes de noviembre para los suelos menos profundos, y la precipitación durante el ciclo y el barbecho para los más profundos.

Los resultados indican que es posible y recomendable el manejo por ambientes basados en la profundidad efectiva de los suelos estudiados, siempre que no existan variaciones importantes en la composición granulométrica de los mismos. Las diferencias de rendimiento observadas en la mayoría de las campañas permiten el planteo de estrategias diferenciales de uso de insumos, principalmente fertilización y protección del cultivo, que contribuirán a la sustentabilidad del sistema de producción.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece la permanente colaboración de la Sra. Ana María Dell Elce y la Ing. Magalí Gutiérrez, a cargo del establecimiento estudiado. El presente trabajo fue realizado con el aporte de los proyectos PNAGUA-1133033 y BASUR-1272205 del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.

BIBLIOGRAFÍA

- Bravo, O; N Amiotti; JP Rollhauser & P Zalba. 2004. Variabilidad de suelos y su incidencia en el rendimiento de trigo a nivel de predio. En: Resúmenes XIX CACS (Pp 353). Paraná, Argentina.
- Cate, RB & LA Nelson. 1971. A simple statistical procedure for partitioning soil test correlation data into two classes. Soil Sc Soc Am Proc. 35: 658–660.
- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L González; M Tablada & CW Robledo. InfoStat versión 2012. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. http://www.infostat.com.ar.
- Fernández, R; N Peinemann; E Noellemeyer & A Quiroga. 2006. Efecto de la cobertura sobre la eficiencia del barbecho en la Región Semiárida Pampeana. Resúmenes XX CACS (Pp.397). Salta-Jujuy, Argentina.
- Fontana, F; M Paturlane; M Saks & A Quiroga. 2006. Efecto del espesor de suelo sobre propiedades edáficas y rendimiento de trigo en la región semiárida pampeana. En: Aspectos de la evaluación y el manejo de los suelos en la región semiárida pampeana. Física de suelos (Pp15-22). Public.Técn. N°66. (51 Pp). EEA INTA Anguil.
- Frolla, F; J Zilio & H Krüger. 2016. Profundidad de suelos y respuesta a la fertilización nitrogenada de trigo en siembra directa en la Región Semiárida Bonaerense. En: Actas VIII Congreso Nacional de Trigo. Pergamino, Argentina (digital).
- Johannes, Y & J Hoddinott. 1999. Classification and regression trees: an introduction. Technical Guide #3. International Food Policy Research Institute. Washington, D.C. U.S.A. (26 Pp).
- Krüger, H; F Frolla & J Zilio. 2014. Trigo en zonas marginales. Precipitaciones, retención en el suelo y EUA. En: Actas XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Bahía Blanca, Argentina. (digital).
- Miranda, R & A Junquera. 1994. Rendimiento de trigo y precipitaciones. I: Campo Experimental. En: Actas III Congreso Nacional de Trigo (Pp 89-90). Bahía Blanca, Argentina.
- Murphy, G; L Spescha & A Veliz. 2010. Condiciones hídricas para el trigo en el sur de Buenos Aires. En: Actas XIII Reunión Argentina y VI Latinoamericana de Agrometeorología (Pp.18-19). Bahía Blanca, Argentina
- Puricelli, C; M Puricelli & H Krüger. 1997. Profundidad útil del suelo y rendimiento del trigo. Propuesta para un criterio de evaluación de las tierras. Bol. Tecn. Nº14 (14 Pp). EEA INTA Bordenave.
- Quiroga, A; D Funaro; R Fernández & E Noellemeyer. 2005. Factores edáficos y de manejo que condicionan la eficiencia del barbecho en la región pampeana. C. Suelo. 23(1), 79-86.
- Quiroga, A & A Bono. 2007. Manual de fertilidad y evaluación de suelos. Publ. Tecn. N°71(104 Pp). EEA INTA Anguil.
- R Core Team. 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- SAGyP-INTA. Proyecto PNUD ARG/85/019. 1989. Mapa de suelos de la provincia de Buenos Aires. Escala 1:500000 (525 Pp). Buenos Aires, Argentina.
- Venanzi, S; H Krüger; J Galantini & J Iglesias. 2008. Rendimientos de trigo en el SO Bonaerense. I.Sistema de labranza y fertilización nitrogenada. En: Actas VII Congreso Nacional de Trigo. Santa Rosa, Argentina. (digital).
- Zilio J; F Frolla & H Krüger. 2014. Variabilidad climática, fertilidad edáfica y rendimientos de trigo en la zona semiárida. En: Actas XXIV CACS. Bahía Blanca, Argentina. (digital).

C4P73. VALORACIÓN ECONÓMICA DELA COMPACTACIÓN DEL SUELO EN LAS VÍAS DE SACA DE COSECHA FORESTAL

Larocca, Federico[1]; Dalla Tea Fernando[2], Neifert, Miguel[1] y Luna Ayrton[1].

[1]Universidad Tecnológica Nacional,Facultad Regional Concordia. Salta 277. Concordia. Argentina. n.p.utnconcordia@gmail.com
[2]Forestal Argentina S.A. Parque Industrial Concordia. Concordia. Argentina.

RESUMEN

El tránsito de maquinaria en el aprovechamiento forestal modifica propiedades físicas del suelo y conlleva consecuencias en la productividad posterior del suelo y en funciones vinculadas al agua alterando el microambiente, entre otros efectos. El objetivo del trabajo es contribuir a la valorización económica del impacto de las huellas de vías de saca por el tránsito de maquinaria en condiciones de suelo inadecuadas. Se evalúan Parcelas Permanentes de Medición en los años siguientes a un raleo comercial en lotes forestales de *Eucalyptus grandis* del sudeste de Corrientes. Para valorizar el impacto, se emplean tres métodos: 1.Merma de productividad 2.Costo de reparación y 3.Valoración contingente.
En los 30 meses analizados, se registraron mermas en el crecimiento del 16% en las parcelas con huellas respecto a las sin huella que significan8.885 $/ha(pesos argentinos por hectárea) si se valora por el método de pérdida de productividad. De acuerdo al cálculo del costo de reparación, las labores que podrían recuperar propiedades del suelo, costarían 3.527 $/ha, mientras que la valoración contingente determinó la pérdida estimada por los entrevistados de un 15% del valor de mercado de la tierra lo que significó 7.575$/ha. Se concluye que: se producen pérdidas importantes que son valoradas con diferencias según el método utilizado,la estimación de pérdida de productividad arrojó el mayor valor, el costo de reparación un valor sensiblemente menor a los otros dos; mientras la valoración contingente dio respuestas medias comparables con el método de pérdida de productividad, pero las grandes variaciones según el rol que ocupan los actores consultados, indican que se debe tener especial cuidado en la selección y el balance de respuestas de los entrevistados.

Palabras claves: valor, suelo, compactación

INTRODUCCIÓN

De alrededor de 1.200.000 ha de forestaciones implantadas en la Argentina, más del 75% se encuentran en la Mesopotamia, especial importancia ha tomado la provincia de Corrientes en las últimas dos décadas debido al crecimiento exponencial de su superficie forestada que se estima supera las 420.000 ha (más del 35% del total del país). Respecto a las especies, las del género *Pinus (elliottii y taeda)*, son las predominantes y, en segundo término, el *Eucalyptus grandis* (Ministerio de Agroindustria, 2017).

En la cosecha forestal, se utilizan maquinarias específicas para cortar o extraer los árboles, ya sea en raleo o en tala rasa. Esta operación se ha ido mecanizando progresivamente, incorporando máquinas de mayor porte, capacidad de trabajo y que realizan un mayor número de tareas. Son capaces de trabajar en condiciones más desfavorables, transportan más carga y a su vez tienen un peso propio mayor.

Según el capítulo 9 de la Guía de Buenas Prácticas Forestales para la Provincia de Corrientes (Rolón, 2014), "cuando el contenido de humedad del suelo es excesivo, se deberían suspender las operaciones temporalmente hasta que las condiciones permitan reanudarlas sin producir los daños como compactación, formación de huellas y mezcla de suelo por tráfico de maquinaria". Sin embargo la demanda constante de materia prima por parte de la industria sumada a los problemas de logística que conlleva cambiar de sitio o de zona las operaciones de cosecha y los sociales y económicos que generan tener grandes equipos de trabajo, parados o suspendidos en épocas de lluvias abundantes, llevan a realizar la cosecha y la extracción aún a costa de producir impactos ambientales y económicos.

El objetivo de este trabajo es estimar el valor económico de estos impactos por tres métodos diferentes a fin de contrastarlos verificando su utilidad para generar una herramienta para valorizarlos en una unidad de medida común, que contribuya al decidir si entrar o no a cosechar un lote cuando las condiciones del suelo no son las adecuadas.

MATERIALES Y MÉTODOS

El análisis se realizó en predios forestados con *Eucalyptus grandis* en el departamento Paso de los Libres, Corrientes, Argentina, unos 10 km al norte de la localidad homónima, sobre suelos *Paleudalfes ródicos.* Los lotes analizados fueron plantados con *Eucalyptus grandis* en el año 2005, con un distanciamiento de 4 metros entre filas y 2,3 metros entre plantas, resultando una densidad inicial media de 1087 plantas/ha. En el año 2008 -3 años de edad-, fueron raleados "a pérdida" llevando la densidad remanente entre 650 y 700 plantas/ha. A los 9 años de edad -entre noviembre de

2014 y febrero de 2015-, se realizó un raleo comercial y selectivo, dejando una densidad remanente de 313 plantas/ha. Este último raleo se ejecutó utilizando un cosechador y un procesador, y la extracción (principal causante de la huella) con un "*forwarder"* marca *John Dehre1710*, el cual extrajo 16 Mg (toneladas) en cada viaje –con un número variable de pasadas en función de la distancia al borde del lote, ocasionando las huellas en las vías de saca (1 cada 4 filas).

Para determinar valor del daño por el tránsito de la maquinaria en el lote, de los métodos listados por Tomasini (2008), se utilizan y comparan los tres que serían aplicables en esta situación:

- pérdida de productividad
- costo de reparación
- valoración contingente.

Valoración económica de la pérdida de productividad

Para estimar la pérdida de productividad se evalúan cinco pares de parcelas, cada uno en condiciones de sitio similares en los que una parcela está *Con Huella* recientemente producida (se toman las dos filas laterales a la vía de saca) y su par *Sin Huella*. Cada parcela tiene una superficie de 2.244 m^2 y cuenta con 70 árboles en pie. Se midieron los diámetros a 1,3 m de altura desde el suelo (DAP) y la altura total de los árboles remanentes del raleo apenas producida las huellas y se volvieron a medir a los 18 y 30 meses. A partir de esas variables se determinó el volumen total al momento de producirse el impacto y el crecimiento posterior. Comparando el volumen producido por cada uno de los tratamientos y su producto por el precio de mercado, tomando como referencia la última publicación disponiblede la Planilla de Precios Forestales – Zona NE de Entre Ríos, correspondiente al 30 de Noviembre de 2017 (INTA EEA Concordia 2017). Para ajustar el precio a la zona estudiada se realizó un descuento por la diferencia de flete hasta Paso de los Libres.

Valoración por "Costo de Reparación"

Para la estimación del costo de reparación, se realizóla determinación al valor de las labores que podrían reparar algunas de las propiedades del suelo afectadas, en este caso se calculan los costos operativos de un esquema de labores utilizado en lotes similares que consiste en: pasar en primer término un despejador tipo *V Shear* empujado por un tractor "*Valtra A 990"* de 95 HP, (con el objetivo de empujar hacia los costados de la línea de trabajo los residuos remanentes de la cosecha), posteriormente dos pasadas de rastra mediana de tiro de 2 cuerpos de 18 discos, con 2,5 metros de ancho de labor y dos pasadas de subsolador, que al demandar mayor potencia, requiere un tractor tipo "*Valtra BM-125i"*4x4 de 132HP. Se calculó el Costo Operativo Total, constituido por el Costo Fijo Total que incluye: amortizaciones, intereses, personal y resguardo más el Costo Variable Total, que incluye: combustibles y lubricantes más gastos de reparación y mantenimiento. Al dividir esta suma por la capacidad operativa, se obtuvo el costo operativo por hectárea.

Paralelamente se realizaron consultas a tres prestadores de servicios diferentes por el costo de cada una de las operaciones.De los valores presupuestados se calculael promedio para comparar con el costo elaborado según el párrafo anterior en el que se suponía el uso de "maquinaria propia".

Método de "Valoración Contingente"

Para la valoración contingente se utilizaron cuestionarios simulando una situación de un mercado hipotético, en donde se busca determinar la "disposición a pagar" por un lote sin huellas o con huellas. Se estratificaron los encuestados en 5 "grupos de interés" según su rol dentro del sistema: 1.-Propietarios de forestaciones, 2.-Ingenieros agrónomos o forestales 3.- Prestadores de servicios de plantación, 4.- Prestadores de servicios de Cosecha, y 5.- Intermediadores comerciales. Se entrevistaron 5 actores de cada uno de los 5 grupos. Las entrevistas se realizaron con un formulario mostrando tres pares de imágenes reales del sector en estudio con y sin el impacto y una serie de 8 preguntas, 7 de ellas con valores tabulados para poder operarlos matemáticamente y una abierta final para recopilar datos no previstos. 2 de las 8 preguntas tienen el objetivo de control.Finalmente se obtiene un valor medio final a través de un análisis cuantitativo.

Los valores de costos precios y cambio utilizados para los tres métodos fueron los que se muestran en la tabla 1:

Tabla 1: Costos, precios y valores de cambio utilizados

Tipo de cambio (BNA 13/03/18 promedio compra-venta U$S)	$ 20,20
Precio gas oil (sin IVA)	$ 17,79
Remuneración total mensual tractorista	$ 20.040
Precio neto de mercado por megagramo (tn) diferencial producida	$ 753

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se realizaron evaluaciones de la densidad aparente y de la resistencia mecánica a la penetración del suelo que no son abordadas en este trabajo pero que pueden encontrarse en "Valoración económica del impacto de la maquinaria de cosecha forestal sobre el suelo" (Luna y Neifert, en prensa). Estos resultados confirman diferencias significativas en ambas propiedades, encontrando registros mayores a los que la bibliografía considera limitantes para el crecimiento.

Evolución del crecimiento de los árboles: Se encontraron diferencias estadísticamente significativas en el crecimiento del año posterior a la producción entre las parcelas que la tuvieron *Huella*y las que no. La tabla 2 muestra los volúmenes totales apenas raleado (y producidas las huellas) y a los 18 y 30 meses posteriores.

Tabla 2: Evolución del volumen total en parcelas *Con* y *Sin Huella* (en m^3 sólidos/ha

Fecha de medición (meses desde el impacto)	**Enero de 2015(mes 0)**		**Agosto de 2016(mes 18)**		**Agosto de 2017 (mes 30)**	
Par	SIN	HUE	SIN	HUE	SIN	HUE
1	185,5	220,0	243,0	268,8	-	297,8
2	182,6	184,2	237,4	235,5	-	-
3	163,4	136,5	217,3	175,8	268,1	214,6
4	188,6	184,0	240,4	232,4	274,9	275,0
5	185,0	195,6	245,2	246,1	-	-
Promedio total Vol/ha	181	184	237	232	271	262

SIN = Sin Huella / HUE = Con Huella

Debido a que en el año 2017 se realizó la tala rasa de los pares 2 y 5, y de la parcela sin huella del par 1, no pudo completarse la última medición en los 5 pares. Con las parcelas remanentes en pie, se corrobora que de acuerdo a la última medición, la diferencia continuaba incrementándose. Para la última medición a los 30 meses del raleo, se analizan los pares restantes al 2017, es decir, los promedios de los pares 3 y 4, y la parcela con huella del par 1.

En la Tabla 2, se puede observar un crecimiento mayor en 16% para las parcelas *Sin Huella* (52,9 m3/ha + 42,6 m3/ha) sobre las parcelas *Con Huella* (45,5 m3/ha + 36,8 m3/ha) en las dos mediciones.

Durante el total del período analizado (enero 2015-agosto 2017), en las parcelas *Con Hue*lla se registra un crecimiento de 82,3 m^3/ha y en las parcelas *Sin Huella* de 95,5 m3/ha, siendo la pérdida de productividad por el efecto de la huella de 13,2 m^3/ha.

Valoración económica de la pérdida de productividad: Dada la distribución diamétrica, se consideró que el crecimiento diferencial entre uno y otro tratamiento corresponde a las categorías comerciales de mayor diámetro (rollos mayores a 25 cm de diámetro) según la planilla de precios ya citada. Con ello y las equivalencias entre unidades de medida se construye el valor final que resultó **8.885 $/ha** por este método tal como se muestra en la tabla 3. Se debe tener en cuenta que este valor cuantifica las pérdidas sólo para los 30 meses analizados y los efectos podrían continuar, además este valor sería sólo parcial ya que se estima sobre la productividad de los eucaliptos, pero no se están evaluando otros efectos como alteraciones en el sistema que influyen en el ciclo del agua entre otras cosas.

Tabla 3: Estimación del valor de la pérdida de producción en las parcelas *Con Huella*

Producto	**Especificación**	**Unidad**	**Valor**
Rollizo para aserradero elaborado sobre	Eucalipto (+25cm)	$/ton	1040
camión (NE de E. R.)	Eucalipto (+25 cm podado, con raleo)	$/ton	1150
Valor promedio del rollizo	Eucalipto	$/ton	1095
Servicios	Elaboración (corte y carga)	$/ton	-190
Diferencial de flete	Flete P. Libres (250$/tn) - Flete corto (98$/tn)	$/ton	152
Precio neto		$/ton	753
Mg (Tn) perdidas de producir	s/conversión de la misma cita:0,9 ton/m^3	Tn/ha	11,8
Valor de la pérdida	11,8 tn/ha x 753 $/ton	$/ha	8.885

Valoración por "Costo de Reparación": En la tabla 4 se observa el costo operativo total de las labores propuestas. La tabla 5 muestra los presupuestos de cada actividad resultantes de las consultas a prestadores de servicios.

Tabla 4: Costo de labores según implemento utilizado y total por cada hectárea tratada

Implementos	Valor
Despejador	$ 387
Rastra (x2)	$ 1.212
Subsolador (x2)	$ 1.928
TOTAL	$ 3.527

Tabla 5: presupuestos de prestadores de servicios para las labores de reparación

Implementos	**Contratista N° 1**	**Contratista N° 2**	**Contratista N° 3**	**Promedio**
Despejador	$565,46	$613,29	$581,78	$586,84
Rastra	$886,18	$958,76	$911,49	$918,81
Subsolador	$1.102,80	$900,24	$990,27	$997,81

Utilizando los promedios de los tres presupuestos y aplicando las labores supuestas: 1 despejado más dos rastras más dos subsolados, se llega a la suma de **4.420 $/ha** un 25% más que los 3527 $/ha estimados para la realización con maquinaria propia, lo cual resulta consistente en la previsión de la ganancia del contratista.

Este costo "de reparación" que representa alrededor del 40 % (para maquinaria propia) o un 50 % (para maquinaria contratada) de la pérdida de productividad calculada, es un indicador claro de que si las labores son factibles de realizar y recuperan realmente las propiedades que limitan la productividad sería conveniente realizarlas ya que el mayor ingreso sería al menos el doble del costo incurrido. De todos modos debe tenerse en cuenta que son costos estimados en distinto "momento" del proceso productivo, es decir mientras el costo de reparación debería imputarse al momento inicial del análisis el de merma de la productividad resulta de aplicación al final del ciclo cuando se cosecha. Del mismo modo que se mencionó la limitación del método anterior, en este también la valoración es sólo parcial, ya que la pretendida "reparación" del suelo nunca es total en cuando al espacio ni a todas las propiedades alteradas. No debe soslayarse que este es un método de valoración y resulta en una aproximación, no asegura necesariamente que la aplicación de estas actividades propuestas restaure totalmente la productividad

Valoración contingente: El método de valoración contingente fue realizado entrevistando actores de la producción forestal tomando como referencia para la estimación la zona de Paso de los Libres durante el segundo semestre del 2017. La mayoría fueron entrevistados de manera presencial por los autores del trabajo, solo dos actores contestaron su entrevista por medio de un e-mail completando la planilla mientras se guiaba con una explicación telefónica. 4 encuestas fueron descartadas por errores iniciales en la toma de datos o por presentar fuertes inconsistencias en las preguntas de control, las mismas fueron vueltas a realizar con otros actores que ocuparan el mismo rol.

A la primera pregunta: *¿Cuál considera que es el valor promedio de la tierra para forestar con eucalipto en su zona de trabajo?*, cerca de un 78% de las respuestas se situaron en los valores de 2.000 a 2.500 y de 2.500 a 3.000 U$S/ha para el valor de la tierra (figura 1). Utilizaremos por tanto el valor de 2.500 U$S/ha promedio.

La figura 2 muestra las estadísticas de las respuestas a segunda pregunta: *¿Cuánto tiempo piensa que demora el suelo en recuperarse naturalmente?*, indica que un 61,5% de los entrevistados piensan que el suelo se recupera a más de 7 años, además ningún entrevistado piensa que tome menos de 2 años de recuperarse y el 92% piensa que toma más de 3 años.

La tercera pregunta fue: *¿Usted piensa que un lote presenta este tipo de huellas tiene un valor diferente a uno igual sin huellas?*, un 90% piensa que el efecto de la huella cambia el valor de venta del lote.

La figura 3 representa las respuestas a la cuarta pregunta: *¿En qué proporción cree que podría disminuir el valor de la tierra con huellas?*, un 29,2% considera que las pérdidas son entre 0 a 10%, la misma proporción entre 10 a 20% y un 33,3% opina de 20 a 30% del valor de la tierra, y el 8,4% consideró un valor superior al 30%. En función de estas respuestas, se considera que en promedio, la pérdida de valor estimada de estas respuestas es de un 15%.

A la pregunta: *¿Qué proporción de productividad piensa usted que puede cambiar por este tipo de compactación, sin ningún tipo de reparación?* (figura 4) se evidencia que el 22,7% piensa que la productividad se pierde entre 0% a 10%, la misma proporción entre 10% a 20% y un 40,9% opinó que se pierde entre un 20% a 30%, y un 13,7% restante consideró pérdidas superiores al 30%. De acuerdo a estas opiniones, se considera una pérdida promedio del 20% de productividad.

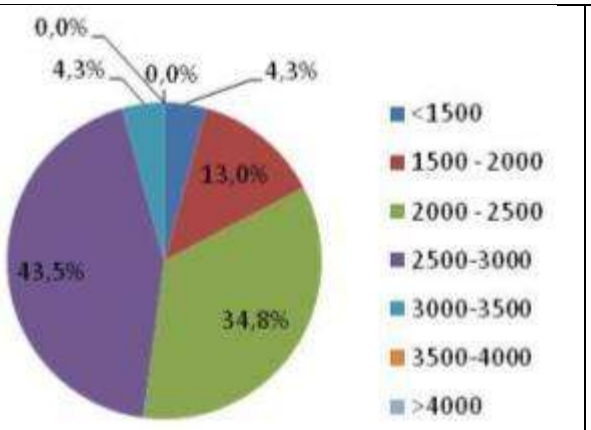


Figura 1: Proporción de respuestas sobre el valor de la tierra (en U$S/ha)

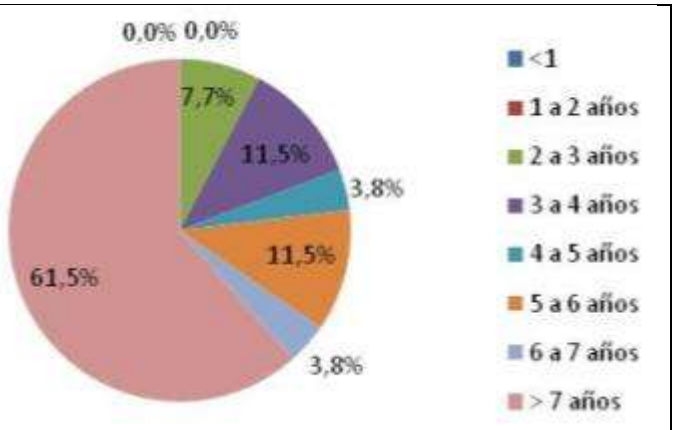


Figura 2: Proporción de respuestas sobre el tiempo que le toma al suelo recuperarse del daño (en años)

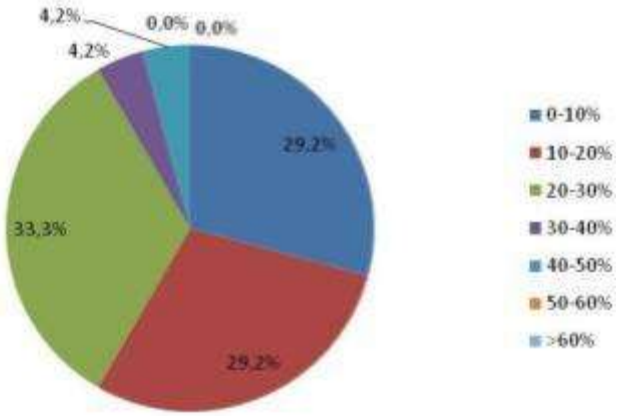


Figura 3: Proporción de respuestas sobre la pérdida de valor del lote por el efecto de la huella

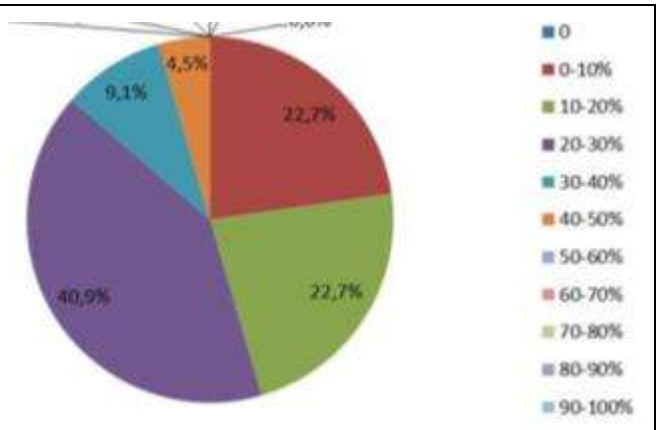


Figura 4: Proporción de respuestas sobre la pérdida de productividad del lote por el efecto de la huella

De la comparación de las respuestas en las figuras 3 y 4 surge una fuerte asociación entre la percepción de los consultados sobre el porcentaje de pérdida de valor de la tierra y el de pérdida de productividad con cierta tendencia a interpretar que pierde algo más de productividad que de valor. Comparando a su vez estas respuestas con los resultados de pérdida de productividad efectivamente medidas (16 % el primer año posterior al impacto) resultan similares.

A la pregunta: *¿Cuánto estima usted que podría costar laborear el terreno para reparar esta situación?*, el 11,8% opinó entre 1.000 a 2.000 $/ha, el 35,3% entre 2.000 a 3.000 $/ha, el 23,5% entre 3.000 a 4.000 $/ha, y el 29,4% restante consideró valores superiores a 4.000 $/ha, por lo cual se considera un costo algo por encima de los 2500 $/ha, valor bastante menor que el obtenido por el método de "costo de reparación" obtenido (3527 $/ha con maquinaria propia y 4.420 $/ha con maquinaria contratada) diferencia se atenúa si se considera que los últimos fueron calculados en marzo de 2018 y las entrevistas 6 meses antes, período en el que el combustible incrementó su valor alrededor del 24%.

Tomando el 15% de pérdida de valor del lote que surge de las respuestas a la pregunta 4 (figura 3), y considerando el valor promedio obtenido de la primera pregunta (fig 1) de 2500 U$S/ha, se concluye en que la pérdida por valoración contingente es de 375 U$S/ha, a un valor de dólar estadounidense de 20,2 $/U$S que equivale a **7.575 $/ha** (tabla 6), un resultado más cercano al obtenido por "pérdida de productividad" que al "costo de reparación".

Tabla 6: determinación de la pérdida de valor por el método de "Valoración Contingente"

Valor promedio tierra en US$/ha	2.500,00
Disminución proporcional del valor de la tierra	15%
Tipo de cambio ($ / US$)	20,20
Pérdida de valor ($/ha)	7.575

Al analizar comparativamente por grupos de interés, se encontró que los intermediarios de compras-ventas, los propietarios y los que se dedican al servicio de plantación piensan que la tierra tiene un valor sustancialmente mayor a los ingenieros agrónomos y forestales y quienes se dedican al servicio de cosecha. A su vez, quienes se dedican a los servicios de plantación, son los que consideran que la compactación disminuye el valor de la tierra en mayor medida (21%). Por otro lado quienes prestan servicio de cosecha son los que consideran el menor tiempo de recuperación (un promedio de 5,4 años), mientras ingenieros agrónomos y forestales, prestadores de servicios de plantación e intermediarios son los que piensan que más demora (más de 7 años en promedio de cada grupo). Marcando estas respuestas claramente la influencia del rol de cada grupo en la percepción del impacto es decir: quienes lo ocasionan al cosechar piensan que es menos importante que los que tienen que enfrentar el problema al replantar. De allí la importancia de balancear la cantidad de respuestas según roles en este tipo de valoración

CONCLUSIONES

El tránsito con maquinaria para extracción en raleo produce huellas y cambios en las propiedades físicas del suelo que determinan un menor crecimiento posterior. Al valorizar esa pérdida de productividad multiplicando por el precio "en pie" de la madera se llega a un valor de 8.885 $/ha.

Otra forma de determinar el valor mínimo del impacto fue la sumatoria de las tareas culturales que podrían realizarse para recuperar al menos parte de las propiedades físicas deterioradas en el suelo, los 3.527 $/ha realizado con maquinaria y personal propio o 4.420 $/ha si se contrata una empresa de servicios (un 25% más).

La tercera forma de estimar el valor fue la Valoración Contingente, siendo tal vez el aporte más novedoso de este trabajo. Sobre un total de 25 entrevistados, el 90% considera que el lote pierde valor por estar compactado con las huellas. La pérdida de productividad promedio según los entrevistados, es de alrededor del 20%. En cuanto a la pérdida de valor del lote, se estimó en 15 % que para el caso determinaun valor promedio de 7.575 $/ha.

Los entrevistados por este método opinan que el efecto de la huella puede generar ciertas pérdidas económicas y otras productivas. Esto permite considerar el método de valoración contingente como una herramienta útil para determinar valores de acuerdo a actores relevantes en el tema.

Es notoria la influencia del rol del entrevistado dentro del sistema forestal sobre su percepción del problema y la valoración, por ello es determinante para la aplicación de este método un buen balance en ese sentido.

Los métodos empleados permitieron estimar la pérdida de valor, y pueden contribuir como herramienta para la toma de decisiones antes de producirla, pudiendo estimar a priori las pérdidas o cuánto costaría y analizar ello en contraste con los efectos por decidir no entrar a cosechar para evitar el impacto.

En futuros trabajos se podrían mejorar los resultados realizando mediciones a mayor plazo para valorar la duración del efecto sobre la productividad, ya que en la última medición a los 30 meses seguía diferenciándose el ritmo de crecimiento. A su vez, una mayor cantidad de entrevistados podría mejorar el método de valoración contingente, mientras que el método de costo de reparación podría mejorarse si aparecen nuevas soluciones tecnológicas para solucionar mecánicamente las propiedades del suelo deterioradas, ya que las labores propuestas no reparan totalmente la situación.

BIBLIOGRAFÍA

- INTA EEA Concordia. 2017. Planilla de precios forestales - Zona NE de Entre Ríos. INTA EEA Concordia, En Línea: https://inta.gob.ar/documentos/planilla-de-precios-forestales-de-la-region-ne-de-entre-rios.Consulta: 15/0318
- Ministerio de Agroindustria. 2017. Datos Abiertos Agroindustria. En línea:https://datos.magyp.gob.ar/reportes.php?reporte=ForestalProduccion. Consulta 1 de Abril de 2017,
- Neifert M. & A. Luna. En prensa. Valoración Económica del Impacto de la Cosecha Forestal sobre el Suelo. Trabajo de Seminario Final de Lic. en Adm. Rural. Fac. Reg.Concordia. Universidad Tecnológica Nacional.
- Rolón, M. 2014. Cap 9 Cosecha y Extracción. En: Saiz, Vera Bravo y Luna (Ed). Guía de Buenas Prácticas Forestales para la Provincia de Corrientes.AFoA - INTA – Fac. de Cs. Agrarias UNNE.Pp 43-46.
- Tomasini, D. 2008. Valoración económica del ambiente. En R. J. Fernández, V. Cervio, A. Ferrazzino, S. Formento, L. Giuffré, S. Ratto, M. I. Puentes, & L. Giuffré (Ed.), Agrosistemas: Impacto ambiental y sustentabilidad (Primera ed., págs. 187-214). Buenos Aires: Facultad de agronomía UBA.

C4P74. EFECTO DEL CENTENO DE COBERTURA SECADO EN DIFERENTES MOMENTOS COMO CULTIVO POSTERIOR A MAÍZ ENSILADO

Lescano, Marcelo[1] y Prieto Angueira, Salvador[1 y 2]

[1]INTA, EEA Santiago del Estero. Santiago del Estero. Jujuy 850. Santiago del Estero. Argentina. [2]Facultad de Agronomía y Agroindustrias, Universidad Nacional de Santiago del Estero. Avenida Belgrano (S) 1912. Santiago del Estero. Argentina. prieto.salvador@inta.gob.ar

RESUMEN

En los sistemas agrícolas del noroeste de Santiago del Estero los residuos vegetales que cubren la superficie tienen un rol fundamental en la economía del agua. En los últimos años, se incorporó en estos sistemas el engorde a corral por lo que el maíz es ensilado, disminuyendo el aporte de rastrojos. La realización de cultivos de cobertura (CC) como el centeno (*Secale cereale* L.) permitiría contrarrestar este efecto, mejorando la captura y almacenamiento del agua. El objetivo de este trabajo fue cuantificar la biomasa producida por centeno secado en diferentes momentos y como esta afecta la dinámica del agua. Se realizó un experimento en Santa Inés (Isca Yacu, 27º06´S, 64º39´W). El cultivo antecesor fue maíz ensilado sobre el que se evaluaron 4 tratamientos (Tr) en un diseño completamente aleatorizado: barbecho químico (BQ), centeno secado en: encañazón (Enc), hoja bandera (Hb) y espigazón (Esp). Se sembró el 25/05/2016 y 25/04/2017 en lotes con rastrojo inicial de 3.320 y 2.900 kg.ha^{-1}, respectivamente. Se determinó biomasa aérea (BA) del centeno, contenido de agua del suelo (CAS) por gravimetría hasta 2 metros de profundidad en el secado de cada Tr y en la siembra del cultivo posterior (soja, sembrada el 20/12) y se calculó el consumo de agua (CA), eficiencia en el uso del agua en el centeno (EUA, cociente entre la biomasa aérea y CA) y eficiencia de barbecho (EB, cociente entre diferencia del contenido de agua y las precipitaciones). El CA y la BA fue significativamente superior conforme se retrasó el secado, siendo el valor promedio del CA de 76, 132 y 202 mm.ha^{-1} y de BA de 1.694, 3.230 y 4.839 kg.ha^{-1} en Enc, Hb y Esp, respectivamente. La EUA promedio fue de 22.6 kg.ha^{-1}.mm^{-1}, solamente inferior en el Tr Enc en el 2016. Durante el período comprendido entre la siembra y secado de Esp, si bien el CA en los Tr con centeno fue significativamente superior respecto al BQ, la evaporación de agua improductiva en el BQ fue elevada siendo de 84 mm, lo que representa 69, 60 y 42% del CA total para el mismo período de los Tr Enc, Hb y Esp, respectivamente. Luego del secado del último tratamiento (Esp) y hasta la siembra de la soja, el CA (evaporación) acumulado difirió significativamente entre Tr, siendo superior en el BQ, seguido de Enc y Hb y finalmente Esp. Para este período, se encontró una relación negativa y significativa entre el CA y la BA producida por el centeno. Consecuentemente, la EB (i.e. captura de agua de las precipitaciones) fue significativamente superior respecto al BQ en el Tr Esp en el 2016 y en todos los Tr con centeno en el 2017, por lo que no se encontraron diferencias significativas en el CAS en la siembra de la soja. Por lo tanto la realización de centeno como CC luego del picado de maíz permite reducir la evaporación e incrementar la captura de las precipitaciones luego de su secado sin afectar negativamente el CAS en la siembra de la soja.

Palabras claves: consumo de agua, eficiencia de barbecho, soja

C4P75. METODOLOGIA DE ANALISIS EXPEDITIVO DE LA EROSION HÍDRICA EN LOS VALLES Y BOLSONES DEL NORTE ARGENTINO

Maggi, Alejandro E.; Introcaso, Rafael M.; Bargiela, Martha y Bosio, Matías.

Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires. Avenida San Martín 4453. CABA. Argentina. maggi@agro.uba.ar

RESUMEN

El Sitio Piloto (SP) Valles y Bolsones perteneciente al Observatorio Nacional de degradación de las tierras y desertificación (ONDTyD)-CONICET, ocupa desde Payogasta en Salta y hasta el S Punta Balasto Catamarca. En el mismo se definieron las siguientes unidades de referencia (UR): vegetación de montaña estepa pre puneña, estepa arbustiva de jarrilla, bosque abierto, bosque salino, chacras y bosques, ambiente ripario y desmonte. Se implementó la metodología propuesta por el ONDTyD para relevar en el campo 44 puntos de observación de vegetación, suelo, erosión hídrica y eólica distribuidos en todas las UR y siguiendo los protocolos previstos por el ONDTyD. Se estudiaron la frecuencia absoluta (tipo, estado, extensión, severidad y clases de erosión hídrica) y frecuencia relativa (tipo y clases) de los puntos de observación por UR a fin de desarrollar un análisis integral por unidades. Por efecto de la pendiente determinada por el gradiente altitudinal, en el SP los procesos de erosión hídrica son más graves que los de erosión eólica. Las fuertes pendientes, la poca coherencia de los materiales superficiales hacen que a pesar de que las precipitaciones anuales son escasas, la ocurrencia de las mismas en la época estival determinan que se produzcan grandes concentraciones de agua. En casos extremos han ocurrido precipitaciones de más de 50 mm en un solo día, con escurrimientos concentrados, lo que determina torrentes de gran energía erosiva especialmente cuando llegan al valle donde provoca grandes cárcavas e importantes conos de sedimentación que afectan a los cultivos. Más del 80% de las observaciones muestran algún grado de erosión hídrica siendo la categoría moderada la más frecuente. Las UR con menor cobertura vegetal y mayor pendiente como la vegetación de montaña y la estepa arbustiva, el desmonte o los bosques abiertos muestran la mayor extensión y los grados más severos. En un estudio previo este fenómeno había sido descripto en 1999 por Rienzi et al. El desmonte si bien se halla en un sector plano recibe las aguas de los lugares más elevados favoreciendo la erosión laminar activa y en forma muy extendida. En el bosque abierto muestra erosión hídrica activa y severa, relevándose cárcavas en más del 60% de los puntos observados que se corresponden con mayor pendiente y cobertura de suelo desnudo. En el Piedemonte en las partes distales de los abanicos y glacis donde se ubican los bosques abiertos, hay presencia de cárcavas y surcos activos, debido a la periodicidad de las lluvias torrenciales estivales y la concentración de los flujos por las vaguadas y líneas de máxima pendiente. La cobertura vegetal y los bosques marginales actúan como protectores de las cuencas, moderando la fuerza de las correntadas y disminuyendo los efectos de la erosión. Esto se hace evidente en las zonas desmontadas, donde las cárcavas y surcos son más severos y activos que en las zonas con vegetación natural. Por el contrario ambientes más planos y con elevada cobertura como las riberas en las ciénagas no manifiestan este proceso de degradación o la misma es muy ligera y localizada.

Palabras claves: erosión hídrica, valles Calchaquíes, degradación de las tierras

C4P76. INFLUENCIA DEL RELIEVE SOBRE EL RENDIMIENTO DE LA CAÑA DE AZUCAR, ANALIZADO CON MODELOS MIXTOS.

Manlla[1], A, Caldez[2], L., y Corbella[3], R.

[1]Cátedra de Matemática. [2]Cátedra de Uso y Manejo de Suelos,[3] Cátedra de Edafología. Facultad de Agronomía y Zootecnia. Universidad Nacional de Tucumán. manlla@hotmail.com

RESUMEN

La caña de azúcar constituye el cultivo sacarífero más importante del mundo. El ambiente (suelo y clima) y el tipo de paisaje generan el marco en el que se desarrolla y crece el cultivo, definiendo las limitaciones y disponibilidades de recursos agroecológicos dentro de los cuales se debe implantar, cultivar y producir la caña de azúcar. El objetivo del presente trabajo es potenciar estadísticamente la información del trabajo "Determinación de la variación del rendimiento cultural de Caña de Azúcar en Tucumán-Argentina, posicionada con GPS*"* de Luis Ernesto Vicini, donde se relacionan características del paisaje (relieve) y el rendimiento de caña verde en un lote cañero del departamento Cruz Alta, Tucumán y tratar de explicar la causa del origen del incremento del mismo. El estudio se realizó en un campo experimental de 5,8 hectáreas, ubicado en Colonia Luisiana, departamento Cruz Alta. Se hicieron determinaciones de propiedades edáficas hasta la profundidad de 60 cm: Carbono orgánico; Nitrógeno total; Fósforo asimilable, pH; Textura. y se realizaron mediciones de rendimiento cultural. Los puntos de muestreo fueron georeferenciados con un equipo Ag-Navegator de Astech, que trabajo conectado a un GPS Furgo, que en su salida emite información de Latitud, Longitud y Altura (msnm). Se recurrió a los modelos de la Regresión (para cuantificar la relación entre variables rendimiento como dependiente y altura como independiente) y del ANOVA (para determinar diferencias estadísticas entre los promedios de los cuatros relieves definidos), pero como el análisis de los residuos en ambos caso demostró un desajuste respecto a los supuestos paramétricos, se recurrió a modelos Mixtos adecuados a cada circunstancia. El análisis para cuantificar la relación entre las variables, determinó un coeficiente de regresión que permite estimar un incremento general del rendimiento de 4.36 tn/ha por cada metro de elevación en la altura del relieve.

Palabras claves: Topografía, supuestos parámetricos

INTRODUCCIÓN

La caña de azúcar constituye el cultivo sacarífero más importante del mundo, responsable del 70% de la producción total de azúcar. Este cultivo se extiende a lo largo de los trópicos y subtrópicos, entre los 36,5º latitud Norte (España) hasta los 31º latitud Sur (Uruguay, Australia). Su capacidad productiva varía, entre las zonas cañeras tropicales y subtropicales, de 40 a 150 t/ha de caña y de 3,5 a 15 t/ha de azúcar (Romero *et al* 2009) .El ambiente (suelo y clima) y el tipo de paisaje generan el marco en el que se desarrolla y crece el cultivo, definiendo las limitaciones y disponibilidades de recursos agroecológicos dentro de los cuales se debe implantar, cultivar y producir la caña de azúcar. Sus requerimientos ambientales están adaptados a un amplio rango de climas tropicales y subtropicales. No tolera temperaturas de congelamiento (bajo 0ºC) y el crecimiento prácticamente cesa por debajo de los 10- 12ºC, crece satisfactoriamente en una gran variedad de tipos de suelos, pero los más adecuados son los de textura franca o franco-arcillosa, bien drenados y los suelos aluviales de textura mediana. Tolera un amplio rango de acidez y alcalinidad del suelo y pueden obtenerse altas producciones en suelos con pH entre 5 y 8. Es importante destacar que cada fase de crecimiento tiene requerimientos térmicos diferentes. La brotación se inicia o activa con temperaturas superiores a 10°C pero hasta los 16-18°C la velocidad es baja, generalizándose con valores mayores a 20°C. Las temperaturas óptimas de brotación y macollaje fluctúan entre los 28-32°C. La radiación solar es otro factor importante, no solo por sus efectos indirectos (variaciones térmicas, evapotranspiración, etc.), sino fundamentalmente por su incidencia en la actividad fotosintética, la que determinará el nivel de crecimiento y la acumulación de materia seca. En general, intensidades crecientes de radiación lumínica se asocian con incrementos en la producción cultural y de azúcar por unidad de superficie, ya que este cultivo ha evidenciado ser de las especies más eficientes en responder a elevadas intensidades lumínicas y otro factor decisivo es la disponibilidad hídrica en el crecimiento de la caña de azúcar.

Al ser un cultivo de gran capacidad de producción de material vegetal por unidad de superficie, involucra altos requerimientos de agua, ya que para construir un gramo de materia seca de tallo molible requiere 0,5 L de agua y con

igual cantidad de agua se acumulan de 0,25-0,40 g de sacarosa. Si bien se cultiva caña a secano en zonas desde 700 a 2000 mm anuales, las mejores producciones se obtienen en los ambientes que satisfacen adecuadamente sus necesidades hídricas.

El objetivo del presente trabajo es potenciar estadísticamente la información del trabajo "Determinación de la variación del rendimiento cultural de Caña de Azúcar en Tucumán-Argentina, posicionada con GPS*"* de Luis Ernesto Vicini (publicado en Actualización Técnica Nº 8 – Proyecto Nacional Agricultura de Precisión del INTA), donde se relacionan características del paisaje (relieve) y el rendimiento de caña verde en un lote cañero del departamento Cruz Alta, Tucumán y tratar de explicar la causa del origen del incremento del mismo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en un campo experimental de 5,8 hectáreas, ubicado en Colonia Luisiana, departamento Cruz Alta, en la subregión subhúmeda seca de la Llanura chacopampeana de la provincia de Tucumán (Zuccardi y Fadda 1985). El mesoclima es seco subhúmedo cálido. Las precipitaciones varían de 750 mm al oeste y 650 mm al este. La evapotranspiración potencial anual es de 950 mm. a 1.000 mm, registrándose una deficiencia hídrica de 200 a 350 mm, está último en su límite oriental, durante el período invernal-primaveral e inicio de verano. Durante los meses de febrero y marzo se registra un balance hídrico positivo. La temperatura media anual es de 19º C. La temperatura media de enero es 25º C y la de julio de 12,5 ºC. Las heladas se producen entre junio y agosto, con una frecuencia de 12 a 15 días anuales. Una limitación moderada en esta subregión es de carácter topográfico ya que se presentan lomadas al este de Cruz Alta. Se trabajó sobre Haplustoles típicos.

Se hicieron las siguientes determinaciones de propiedades edáficas en muestras tomadas con pala barrreno hasta la profundidad de 60 cm: Carbono orgánico por Walkley y Black (1934); N total (Nt) por Kjehldal; Fósforo asimilable (P) en ppm por Bray Kurtz 1, pH: potenciométrico dilución 1:2,5; Textura (método de la pipeta). Se realizó una fertilización de 100 kg de Nitrógeno por hectárea.

También se realizaron mediciones de rendimiento cultural. Por las características del cultivo se emplearon parcelas grandes de una superficie de 64 m² (2 surcos de 20 metros de largo separados a 1,60 metros, esto es 3.20 metros de ancho por 20 metros de largo). Se trabajó sobre 416 parcelas con caña soca segundo año de la variedad Tuc 7742.

El manejo del cañaveral en el campo experimental fue el estándar realizado para este sector de cultivos. La cosecha aplicada, en estos lotes con pendientes, fue semi-mecanizada y con un trash del 4%. Las prácticas de fertilización, control de maleza, cosecha, incluido las precipitaciones caídas, fueron iguales para todos los sectores.

Los puntos de muestreo fueron georeferenciados con un equipo Ag-Navegator de Astech, que trabajo conectado a un GPS Furgo, que en su salida emite información de Latitud, Longitud y Altura (msnm). En el análisis e interpretación de resultados y despliegue de la información, participaron técnicos de la Agencia de Extensión Rural Banda del Rio Salí del INTA. Obtuvieron un mapa de rendimiento georreferenciado con un análisis detallado de la variación observada.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización edáfica:

Perfil Lusiana	Profundidad (cm)	
	0-33	**33-59**
Carbono Orgánico %	1.84	0.60
Materia Orgánica %	3.16	1.03
Nitrogeno total	0,26	0,09
P ppm	25	10
pH actual 1:2,5	6.1	6.7
CIC cmolc/kg	23.01	14.49
Clase Textural	Franco limoso	Franco limoso

En función de la cuantificación de las propiedades edáficas podemos afirmar que los contenidos de materia orgánica son moderados a altos, de pH ligeramente ácidos, de buena capacidad de intercambio catiónico y con buen contenido de fósforo disponible. Como el paisaje está representado por una llanura suavemente ondulado, con pendientes variables entre el 0,5 y 1% y de cierta extensión se procedió a caracterizar y estudiar el relieve.

Caracterización topográfica:

De la tabla con la salida de datos del navegador AG – NAVEGATOR SEÑAL DGPS FURGO (OMINISTAR), Figura 1, se extrajeron los datos correspondientes a las variables que cuantifican el relieve del suelo (ALTURA en msnm) y el rendimiento de caña verde (PESO por ha en Ton.). A los datos se los agrupó arbitrariamente, en función de los cuartiles de la variable altura, en cuatro categorías (relieve inferior de 483.54 a 488.19 msnm, relieve medio inferior de 488.19 a 490.24, relieve medio superior de 490.24 a 492.03 msnm y relieve superior de 492.03 a 495.33 msnm) para comparar estadísticamente los promedios de rendimientos en los relieves representativos del campo experimental.

SALIDA DE DATOS DEL NAVEGADOR AG - NAVEGATOR SEÑAL DGPS FURGO (OMNISTAR)

VALOR DE SALIDA AG - NAVEGATOR	LATITUD	LONGITUD	ALTURA (m.s.n.m.)	NÚMERO DE ORDEN	PESO (kg. en 6-4 m²)	PESO/SURCO (kg.)	PESO por ha (Ton.)	CATEGORIA
125644	-26.8042115	-65.0166589	491.33	1	464	1208.3	72.5	2
125736	-26.8040789	-65.0165516	493.49	2	517	1346.4	80.8	3
125757	-26.8039354	-65.0164313	493.22	3	513	1335.9	80.2	3

Figura 1- Salida de datos

Posteriormente se desarrollo un diagrama de dispersión (Figura 2) para visualizar el ensayo en sus datos originales y un boxplot (Figura 3) para mostrar comparativamente la distribución de los rendimientos en las categorías definidas en función del relieve y para identificar datos outliers.

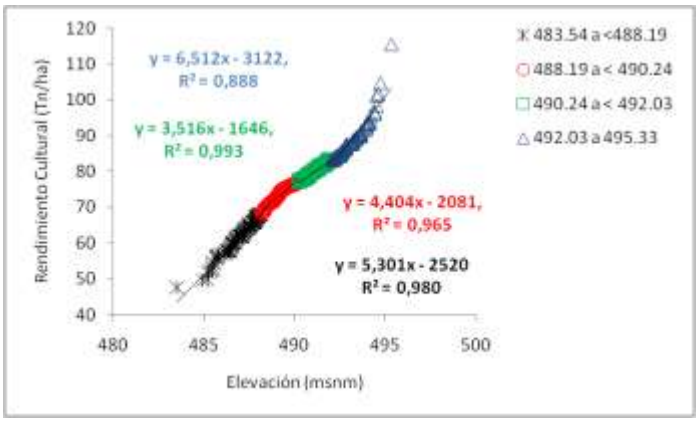


Figura 2: Diagrama de dispersión que muestra la relación de las variables en los cuatros grupos

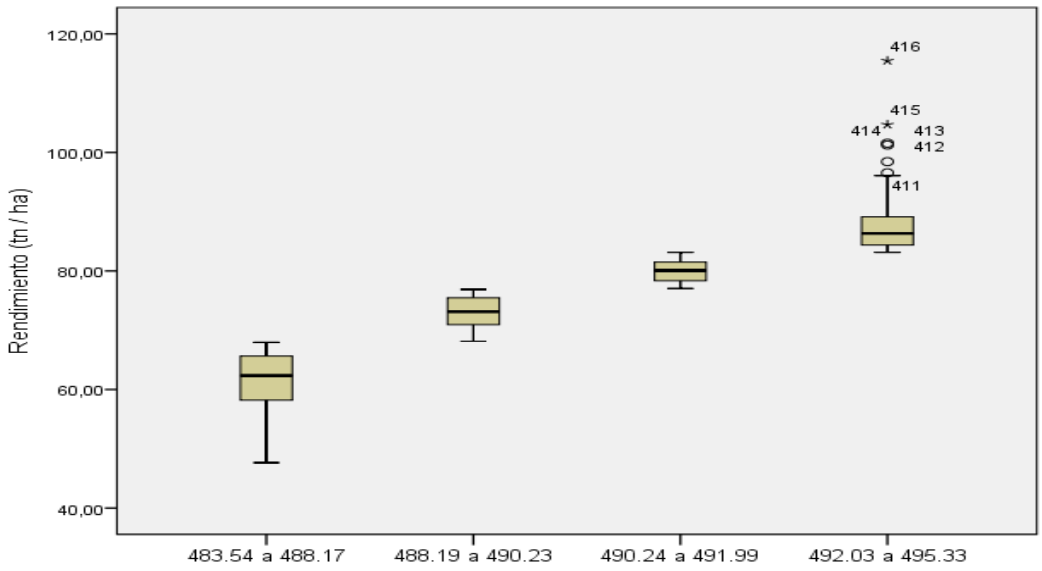


Figura 3: Diagrama de cajas y extensiones que muestra la dispersión del rendimiento en los cuatros grupos

Inicialmente se recurrió a los modelos de la Regresión (para cuantificar la relación entre variables rendimiento como dependiente y altura como independiente) y del ANOVA (para determinar diferencias estadísticas entre los promedios de los cuatros relieves definidos), pero como el análisis de los residuos en ambos caso demostró un desajuste respecto a los supuestos paramétricos, se recurrió a modelos Mixtos adecuados a cada circunstancia (los resultados se reportan en las Tabla I, II, III, IV y V).

Tabla I. Estadísticos descriptivos

	n	Media	DE	CV(%)
Rdto	416	75.62	10.30	13.6%
Elev.	416	490.05	2.34	0.5%

Tabla II: Parámetros de la relación lineal obtenidos con modelos Mixtos

Parámetro	Estimación	Error típico	gl	t	Sig.	Intervalo de Confianza 95%	
						Límite inferior	Límite superior
Intersección	- 2062,05	15,91	414,00	- 129,60	,00	- 2093,33	- 2030,78
Elev.	4,36	,03	414,00	134,35	,00	4,30	4,43

Tabla III: Estadísticos descriptivos por categorías según relieve

RELIEVES	n	Media	DE	CV %
483,54 a 488,17	104	61,70	4,68	7,58
488,19 a 490,23	104	73,08	2,66	3,64
490,24 a 491,99	104	79,98	1,86	2,32
492,03 a 495,33	104	87,73	5,09	5,80
total	104	75,62	10,30	13,63

Tabla IV: Tabla del ANOVA obtenida con modelos Mixtos

Origen	Numerador df	Denominador df	Valor F	Sig.
Intersección	1	412	163017,76	<,001
Relieve	3	412	869,05	<,001

Tabla V: Estimaciones de los efectos fijos obtenidos con modelos Mixtos

Parámetro	Estimación	Error típico	gl	t	Sig.	Intervalo de confianza 95%	
						Límite inferior	Límite superior
Intersección	87,73	,37	412	234,20	< ,001	86,99	88,46
(Relieve =1)	-26,03	,53	412	-49,13	< ,001	-27,07	-24,99
(Relieve =2)	-14,65	,53	412	-27,66	< ,001	-15,69	-13,61
(Relieve =3)	-7,75	,53	412	-14,63	< ,001	-8,79	-6,71
(Relieve=4)	0[b]	0					

El valor de la Estimación es la diferencia entre el nivel en cuestión (1 o 2 o 3) respecto al nivel 4.

El trabajo original informó sobre la existencia de grandes variaciones en el rendimiento cultural con más de 50 tn/ha de diferencia entre puntos de muestreo, sugiriendo la necesidad de profundizar el análisis de ésta variación.

El análisis para cuantificar la relación entre las variables, determinó un coeficiente de regresión que permite estimar un incremento general del rendimiento de 4.36 tn/ha por cada metro de elevación en la altura del relieve. El análisis para cuantificar diferencias entre los promedios de rendimientos de los relieves cotejados, determinó un estadístico de prueba ($F = 869.05$) con una significancia ($p < 0.001$) que indica la existencia de diferencias altamente significativas. Complementariamente, al comparar de a pares los rendimientos promedios, se estimaron diferencias altamente significativas ($p < 0.01$) entre el relieve inferior respecto al relieve superior (-26.03 tn/ha), del medio inferior respecto al superior (-14.03 tn/ha) y entre el medio superior y el superior (-7.75).

CONCLUSIONES

Evidentemente a igualdad de condiciones edáficas, las características del paisaje y básicamente el relieve juega un rol fundamental en las variaciones del rendimiento

Las variaciones en el contenido hídrico y las elevadas intensidades lumínicas también son determinantes en la obtención de mayores rendimientos culturales.

Se puede mejorar la producción, detectando las variaciones agronómicas y topográficas y practicando una agricultura de precisión en sitios específicos.

BIBLIOGRAFÍA

- Digonzelli, P., Romero, E. R. y Scandaliaris J. 2015. Guía técnica del cañero, Año 2015 PROICSA y EEAOC, Tucumán.
- Romero, E. R, Digonzelli, P., y Scandaliaris J. 2009. Manual del Cañero. Año 2009. EEAOC, Tucumán, Argentina
- Venables, W.N. and Ripley, B.D. (2002) "Modern Applied Statistics with S", 4th Edition, Springer-Verlag.
- Vicini, L. E., 2007. Determinación de la variación del rendimiento cultural de caña de Azúcar en Tucumán-Argentina, posicionada con GPS. Actualización Técnica N° 8, Proyecto Nacional Agricultura de Precisión. INTA.
- Walkley, A. and I.A. Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37:29-38.
- Zuccardi, RB y GS Fadda. 1985. Bosquejo agrológico de la Provincia de Tucumán. Miscelánea FAZ-UNT.(86).

C4P77. SUSCEPTIBILIDAD A LA EROSIÓN DE SISTEMAS SILVOPASTORILES DE CHACO

Mansilla, Natalia P. [1]; Rojas Julieta M.[2].; Goytía, Silvia Y. [2] y Quiróz, Norma [1]

1 Ministerio de Producción, Provincia de Chaco, Coronel Falcón 149, Resistencia, Chaco Argentina. natalia.mansilla@hotmail.com
2 Estación Experimental Agropecuaria INTA Sáenz Peña. Ruta 95 Km 1108. Presidencia Roque Sáenz Peña. Argentina.

RESUMEN

Los Sistemas Silvopastoriles (SSP), constituyen una modalidad de uso de la tierra, donde se incluye la generación simultánea de productos ganaderos, forestales y servicios ambientales en distintas combinaciones. Se planteó a nivel nacional un conjunto de criterios e indicadores que permitirían conocer el impacto de los SSP a escala predial y evaluarlos periódicamente. Por otra parte, en el centro oeste del Chaco, desde 2007 se realizan mediciones de riesgo de erosión eólica (EE) a través de indicadores como fracción erosionable (FE) por el viento; y se ha evaluado la relación de la FE con el carbono orgánico (CO), indicador de calidad de suelos por excelencia para sistemas naturales y productivos. El presente trabajo presenta valores obtenidos de FE en SSP ubicados en el N de Chaco, con 3 a 14 años de cambio en el uso del suelo (CUS) y su relación con la textura, densidad aparente y CO, teniendo como objetivo principal evaluar la susceptibilidad a la erosión en suelos de bosque nativo (BN) destinados a SSP. El trabajo se desarrolló sobre dos sitios con SSP actuales, comparando las características del suelo del SSP y el BN adyacente sometido a CUS, sobre diferentes tipos de suelos. Los valores de FE revelaron interacción significativa entre el manejo (BN o SSP) y el tipo de suelo; y baja susceptibilidad a la EE en las situaciones estudiadas. La susceptibilidad a la EE en estos suelos estaría determinada por una combinación entre las características genéticas del tipo de suelo, principalmente por la textura y la estructura del horizonte superficial, y la condición de uso: BN o SSP. Por otra parte altos contenidos de CO no significaron susceptibilidad a la erosión, que en el conjunto de los diversos suelos estudiados estuvo direccionada principalmente por las propiedades físicas.

Palabras claves: erosión eólica, bosque nativo, cambios en el uso del suelo

INTRODUCCIÓN

Los Sistemas Silvopastoriles (SSP), constituyen una modalidad de uso de la tierra donde coexisten los componentes arbóreo, forrajero, ganadero, edáfico y humano, y donde se generan interacciones ambientales, económicas y sociales, bajo un manejo integrado en el tiempo y en el espacio (Ibrahim *et al.*, 2007). Incluyen la generación simultánea de productos ganaderos, forestales y servicios ambientales en distintas combinaciones, y son vistos como una alternativa de producción válida, debido a que diversifican la producción, aprovechan la sinergia entre componentes e integran la producción con la conservación de los recursos (Amézquita *et al.*, 2005) Una de las características importantes es la preservación de hábitat para la fauna. La diversidad de especies vegetales y su estructura en comunidades con leñosas, alberga a una pluralidad animal muy importante, tanto para su uso alimenticio como por su valor biológico (Crespo, 2008).

En la Provincia de Chaco, entre los años 1956 a 2015 se dieron intensos cambios en el uso del suelo (CUS) principalmente por reemplazo de bosques nativos (BN) por agricultura o SSPs. Esto tuvo como consecuencia principal la fragmentación del paisaje, el riesgo de degradación química y física de los suelos forestales (Rojas *et al*., 2016a) y la pérdida de la biodiversidad de especies vegetales y animales para la región (Volante *et al.*, 2014). El documento de trabajo "Indicadores para el monitoreo a escala predial en el marco del Manejo de Bosques con Ganadería Integrada (MBGI)", elaborado por una Mesa Técnica Responsable posterior a una previa consulta a expertos, plantea que en sistemas MBGI es necesario monitorear variables socioeconómicas y ambientales para resguardar las características naturales de estos ecosistemas. Para esto, se planteó un conjunto de criterios e indicadores que permitirían conocer el impacto de las actividades realizadas a nivel predial y evaluarlas periódicamente. Los indicadores de suelo propuestos para la caracterización ambiental y el monitoreo de los MBGI en dicha reunión fueron erosión del suelo y materia orgánica (Documento MBGI, 2015).

Por otra parte, en la región semiárida-subhúmeda del centro oeste del Chaco, desde 2007 se realizan mediciones de riesgo de erosión eólica (EE) a través de indicadores como fracción erosionable (FE) por el viento y estabilidad estructural en seco (EEs); además se ha evaluado la relación de la FE con el carbono orgánico (CO) del suelo, componente principal de la materia orgánica e indicador de calidad de suelos por excelencia para todos los sistemas naturales y productivos. Las determinaciones realizadas integran las áreas de investigación "Procesos de erosión eólica en

Argentina" e "Indicadores de calidad de suelos para el monitoreo de la sustentabilidad de los sistemas productivos", dentro del Programa Nacional Suelo de INTA. Los resultados obtenidos han señalado la FE como indicador sensible al estado de los suelos forestales sometidos a CUS, principalmente bajo uso agrícola; y han alertado sobre alta susceptibilidad a la erosión incluso en suelos de BN con altos contenidos de CO (Rojas & Zurita, 2017; Rojas *et al.*, 2016b). Sin embargo no se han realizado aún mediciones en Chaco sobre riesgo de erosión en suelos bajo sistemas SSP. El presente trabajo presenta valores obtenidos de FE en SSP ubicados en el N de Chaco, con 3 a 14 años de CUS y su relación con la textura, densidad aparente (Da) y CO, teniendo como objetivo principal evaluar la susceptibilidad a la erosión en suelos de BN destinados a este uso. El mismo es parte de la tesis de maestría "Evaluación de sistemas silvopastoriles en la Provincia del Chaco (Argentina) por medio de indicadores de calidad de suelo" que actualmente se encuentra en elaboración.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se desarrolló sobre dos sitios con SSP actuales (Figura 1), comparando las características del suelo del SSP y el BN o implantado adyacente que fue sometido a CUS, en diferentes tipos de suelos. Los sitios se encuentran en los departamentos Almirante Brown y Gral. Güemes de la Provincia de Chaco, en zonas amarilla y verde, según la Ley 26.331 de Ordenamiento Territorial de Bosques Nativos.

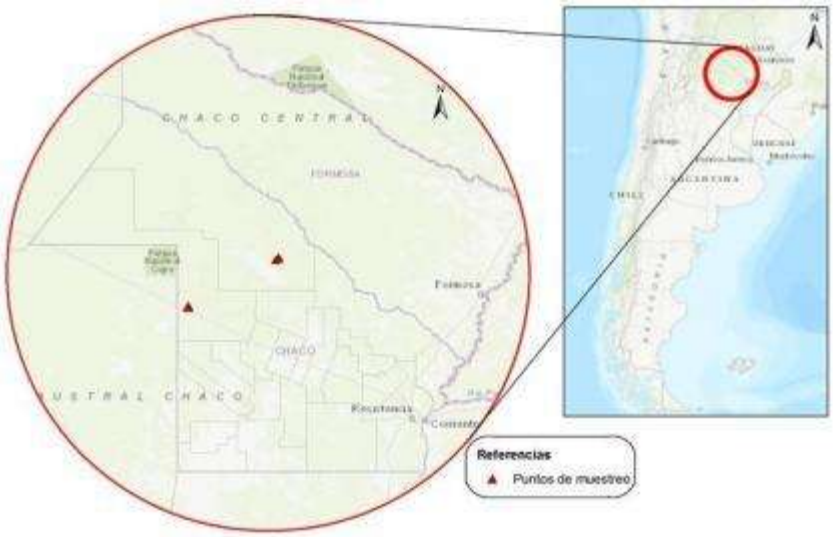


Figura 1: Ubicación de los puntos de muestreo en la Provincia del Chaco

Los suelos evaluados son Alfisoles y Entisoles: *Natrustalf Mólico* (Serie Bermejito), *Natracualf Típico* (Serie González), *Ustifluvent Mólico* (Serie Límite), *Natrustalf Salortídico* (Serie Palmeral), (Zurita, 2007); y *Durustalf* (Serie Pampa), (Ledesma & Zurita, 1995). La secuencia de horizontes para cada serie y los valores de las clases texturales se presentan en la Tabla 1. Los lotes tenían 5, 7, 9 y 14 años de conversión a SSP y las muestras se tomaron en octubre de 2016, febrero y de 2017. Se analizó el binomio BN-SSP dentro de la misma serie en todos los casos, menos en el *Natracualf Típico* donde la situación de estudio era un algarrobal implantado con pasturas.

Tabla 1: Tipos de suelo estudiados

Tipo de suelo	Serie	Secuencia de horizontes	Familia	% Arcilla	%Limo	% Arena
Natrustalf Mólico	Bermejito	A-Bt-Ck	Arcillosa fina	45	52.6	2.4
Natracualf Típico	González	E-Bt-BC-Ck	Limosa fina	21.9	54.8	23.3
Ustifluvent Mólico	Límite	A-AC-C-Ck	Franca fina	20.5	24.7	47.9
Natrustalf Salortídico	Palmeral	E-Bt-BC-Cz-Ckz	Arcillosa fina	22.8	58.6	18.6

Durustalf	Pampa	A-Bt- BC-Cq-Ckq	Franco arenosa fina	16.8	25.2	57.8

Para determinar FE, estabilidad de agregados en seco (EEs) se tomaron 3 muestras sin disturbar por triplicado de los primeros 2.5 cm de suelo en un área de aproximadamente 100 m^2 y se analizaron por medio de un tamiz rotativo en el Laboratorio de Suelo y Agua de la EEA INTA Sáenz Peña. El tamiz rotativo es un dispositivo compuesto por una serie de 5 tamices cilíndricos compuestos que tienen aperturas de 0.42, 0.84, 2, 6.4 y 19.2 mm (Chepil, 1962). La fracción erosionable del suelo (FE) se calcula a partir de un primer tamizado el % de agregados < a 0.84 mm, por medio de la siguiente ecuación:

$$FE(\%)_{=} \frac{P<0.84}{Pt} \times 100$$

P en la fórmula es el peso (g) de los agregados < a 0.84 mm y Pt el peso inicial (g) de la muestra total. El tamiz se hace funcionar hasta que pasa la muestra completa. Se evaluó además el % > a 19.2 mm de cada muestra, que no pasa por el tamiz. La porción de la muestra > a 19.2 mm se encuentra en general compuesta por terrones compactados, provocados por el paso de maquinaria o el pisoteo del ganado, que no se disgregan en seco pero que pueden ser inestables al agua y no son indicadores de buena estructura sino de compactación. Se determinó Da por medio del método del cilindro, tomando la muestra con un cilindro metálico de volumen conocido (47 cm^{-3}), secado en estufa a 105º C, obteniendo el valor de $g.cm^{-3}$ en el Laboratorio de Suelo de la Subsecretaría de Recursos Naturales de la Provincia del Chaco, donde también se analizó el carbono orgánico por el método de Walkley- Black.

Las medias de FE se analizaron por medio de modelos mixtos, estableciendo tratamiento (situación de referencia o SSP) y tipo de suelo como *efectos fijos* y campo y repetición como *efectos aleatorios*, evaluando los efectos simples y la interacción por medio del test LSD Fisher a un nivel de significancia del 95%. Se modeló la heterogeneidad de las varianzas para el efecto limo+arcilla. Se corrieron los valores de FE por medio de la ecuación:

$$FE = 42 + 4.17\,Are/Arc + 9.77 \times IM - 4.90 \times CO + 0.14 \times (CO)^2$$ (Rojas *et al*., 2016),

Se calcularon los coeficientes de correlación entre los valores medidos y calculados para cada tipo de suelo. Los análisis estadísticos y gráficos se realizaron por medio del programa Infostat/P (Di Rienzo, 2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de FE medida revelaron interacción significativa ($p<0.001$) entre el manejo (situación de referencia o SSP) y el tipo de suelo (Figura 2). El *Ustifluvent* bajo BN presentó valores altos de FE (34.6% promedio) sin superar el valor límite considerado riesgoso; este suelo tiene un de 47.9 % de arena en su composición. El *Durustalf* bajo BN presentó valores por encima del límite considerado erosionable por el viento (40%), con el máximo medido de 46.4% y promedio de 32.4%. Este suelo es el que posee mayor contenido de arena (57.8%) de la población en estudio, factor que ha sido mencionado como uno de los principales determinantes de la susceptibilidad a la erosión eólica, siendo los suelos de texturas gruesas y muy finas más fácilmente erosionables que los suelos de texturas medias con buena estructura (Buschiazzo & Aimar, 2003); el *Durustalf* estudiado pertenece a la familia franco arenosa fina.

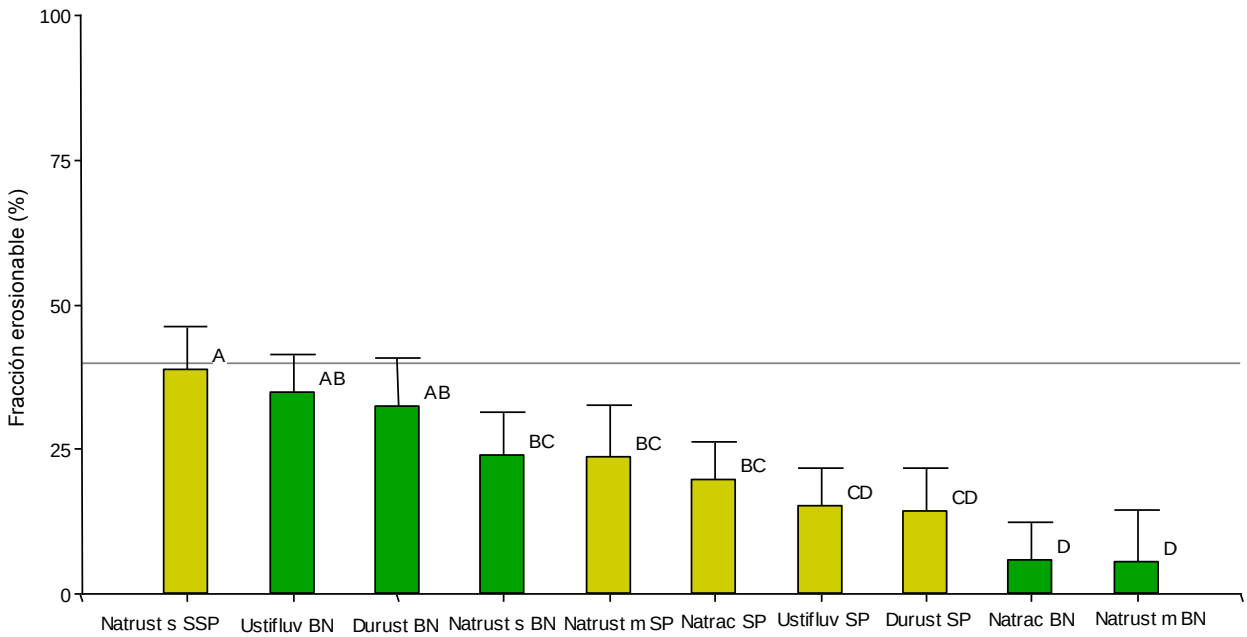


Figura 2: FE de la situación de referencia y el SSP para los diferentes tipos de suelo

Ambos tipos de suelo presentaron menores valores de FE bajo SSP, probablemente por un aumento de la densificación en el *Durustalf* debido al pisoteo animal. Bajo SSP, el *Natrustalf Salortídico* fue el suelo que presentó el valor medio más alto de FE (38.6%). Este suelo presenta el horizonte E en superficie (Tabla 1), generalmente con estructura laminar, y la Carta de Suelos del Departamento General Güemes describe como uno de sus principales problemas la erosión moderada (Zurita, 2007) lo cual se pudo comprobar por la alta FE también bajo la condición prístina, a diferencia del *Natrustalf Mólico* de secuencia de horizontes A-Bt-C que presentó también alta FE bajo SSP (valor máximo 35.7), pero baja FE en la situación de BN. Los *Natrustalfes*, presentan altos contenidos de Li + Arc (81.4 y 97.6% para el salortídico y mólico respectivamente) y estos contenidos altos de textura fina si no tienen una estructura que favorezca la agregación, son muy susceptibles al arrastre y suspensión por medio de viento o agua. Según estos resultados el manejo modificaría la susceptibilidad del suelo a la erosión según sus propiedades físicas, aumentándola en los suelos de textura más fina y/o con horizonte E expuesto y disminuyéndola en suelos de textura más gruesa por procesos de densificación.

Posteriormente, se calculó la FE por medio de la ecuación de predicción desarrollada para suelos de texturas contrastantes de Chaco bajo diferentes manejos productivos y bosque nativo (Rojas *et al*., 2016b) que considera la relación arena/arcilla y el CO, además de un factor que representa la presencia o ausencia de BN. Se halló que el ajuste entre la FE calculada y la observada estuvo determinado por el tipo de suelo, presentando el mejor ajuste con esta ecuación el *Ustifluvent* para el cual el coeficiente de correlación de Pearson entre los valores calculados por medio de la ecuación y medidos con el tamiz fue = 0.97. El *Natrustalf Salortídico y el Natrustalf Mólico* presentaron un ajuste de r = 0.83 y r = 0.76 entre los valores calculados y observados, mientras que el *Natracualf* y el *Durustalf* presentaron grandes subestimaciones de la FE medida, no ajustando la ecuación de predicción a los datos reales. El hecho de que *Ustifluvent* y *Natrustalf* tuvieron mejor ajuste pudo deberse al menor coeficiente de variación del CO en las muestras y a valores aunque altos, dentro de los rangos normales, contrario a los suelos que no ajustaron donde se determinaron valores excesivos de CO entre 3 y 5%, lo cual significa entre 5 y 8.6 % de materia orgánica. Este es un tema que aún está en etapa de esclarecimiento ya que los valores considerablemente altos de CO de estas muestras fueron sometidos a análisis interlaboratorio y se obtuvo repetidas veces el mismo resultado. Cabe agregar además que la estructura se presenta degradada, con presencia de costra superficial y el horizonte es de color parduzco.

Con respecto a la compactación, la Da de la situación de referencia no fue la misma para todas las situaciones. El *Natracualf* y el *Ustifluvent* presentaron en la situación prístina valores de 1.15 y 1.13 g.cm^{-3}, teniendo diferentes características texturales. Probablemente en el caso del *Natracualf* su textura limosa fina favoreció la compactación, incluso en la situación de BN y en el *Ustifluvent*, aunque la textura es franca, las cortinas de BN se encontraban muy

disturbadas. Estas son las dos únicas series cuya situación de referencia superó el valor de 1, mientras que las demás situaciones de BN presentaron valores de Da entre 0.8 y 0.91 g.cm^{-3}. En general la Da es un indicador estable, sin embargo mostró mucha variabilidad en los SSP, donde se obtuvo un coeficiente de variación entre 4.7 y 21.4 %. De todos modos, la mayor Da se determinó a los 14 años de CUS bajo SSP sobre *Ustifluvent* y *Durustalf*, mostrando cierta relación con los años de CUS, aunque no lineal. Es importante puntualizar que la Da en el *Durustalf* varió de 0.9 g.cm^{-3} en el BN a 1.34 g.cm^{-3} en el lote adyacente de SSP luego de 14 años de conversión pero sin mostrar densificación a los 9 años de CUS. Esto sugiere que el cambio en la calidad del suelo no es inmediato sino que puede darse en forma acentuada luego de varios años de manejo silvopastoril (Figura 3).

El *Natracualf* además de alta Da presentó el valor más alto de % de agregados > 19.2 mm, es decir agregados que no pasan por ninguno de los tamices que conforman el tamiz rotativo, llegando a presentar hasta el 75.9% de la muestra en forma de bloques angulares > 19.2 mm que no se disgregan en seco; seguido del *Natrustalf* que como promedio tuvo el 53% de agregados > 19.2 mm. La baja FE de estos suelos indica menor riesgo de erosión por viento pero no necesariamente menor riesgo de degradación de la estructura ya que los terrones que no se disgregan pueden señalar procesos de compactación y por lo tanto pueden afectar a la porosidad necesaria para la actividad biológica y el movimiento del agua en el suelo.

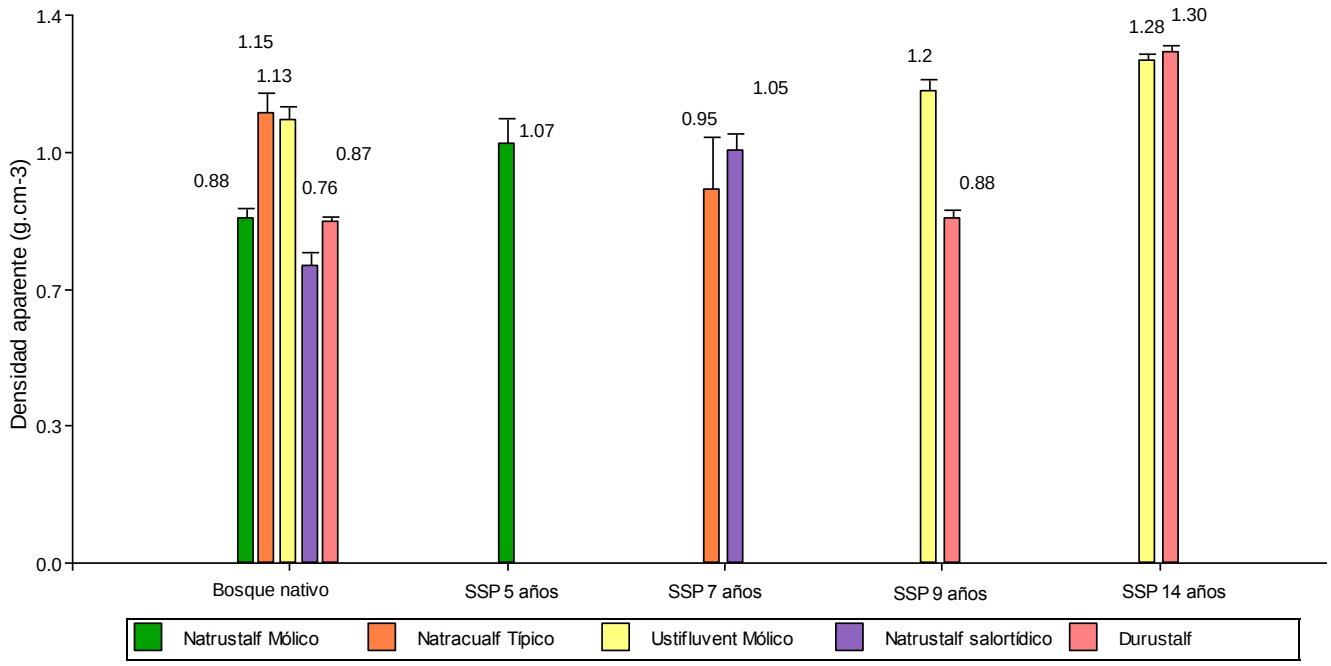


Figura 3: Densidad aparente (g.cm^{-3}) de los suelos estudiados bajo BN y SSP

CONCLUSIONES

La susceptibilidad a la erosión eólica de los suelos del Chaco en los SSP estudiados estuvo determinada por una combinación entre las características genéticas del tipo de suelo dadas principalmente por la textura y la estructura del horizonte superficial y la condición de uso. Es fundamental considerar la susceptibilidad a la erosión previo al CUS dada por la secuencia de horizontes (horizonte E expuesto principalmente), estructura de la capa superficial y contenido de arena, más allá de las características químicas, dado que los altos contenidos de CO presentes no reflejaron la susceptibilidad a la erosión, que en el conjunto de los diversos suelos evaluados estuvo direccionada principalmente por las propiedades físicas.

AGRADECIMIENTOS

Al proyecto PE 1134023: "Indicadores de calidad de suelos para el monitoreo de la sustentabilidad de los sistemas productivos" (PNSuelo, INTA) y al personal del Ministerio de la Producción de la Provincia del Chaco que participó y colaboró en la toma de muestras.

BIBLIOGRAFÍA

- Amézquita MC; M Ibrahim; P Buurman & E Amézquita. 2005. Carbon sequestration in pastures, silvo-pastoral systems and forests in four regions of the Latin American Tropics. J. Sustain. For. 21: 21- 49
- Buschiazzo DE & SB Aimar. 2003. Erosión eólica: procesos y predicción. Pp: 23-34. En: AD Golberg & AG Kin (Eds). Viento, Suelo y Plantas. Ediciones INTA. Buenos Aires. 130 pág.
- Chepil, W.S. 1962. A compact rotary sieve and the importance of dry sieving in physical soil analysis. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 26:4-6
- Crespo, G. 2008. Importancia de los sistemas silvopastoriles para mantener y restaurar la fertilidad del suelo en las regiones tropicales. Revista Cubana de Ciencia Agrícola 42(4): 329-335
- Di Rienzo JA, F Casanoves, MG Balzarini, L Gonzalez, M Tablada, CW Robledo. 2017. InfoStat versión 2017p. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Ibrahim, M; J Gobbi; F Casasola; M Chacón; N Ríos; D Tobar; C Villanueva & C Sepúlveda. 2007. Enfoques alternativos de pagos por servicios ambientales: Experiencia del proyecto Silvopastoril. http://siteresources.worldbank.org/INTEEI/Resources/CostaRica-15-Silvopastoral.pdf . Fecha de consulta: 28/02/2018.
- Ledesma LL & JJ Zurita. 1995. Los suelos del Departamento General Belgrano. Convenio INTA- Ministerio de la Producción del Gobierno de la Provincia del Chaco. https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta_informe_mapa_de_suelo_belgrano.pdf. Fecha última consulta: 28/02/2018
- Documento MBGI. 2015. Indicadores para el monitoreo a escala predial en el marco del Manejo de Bosques con Ganadería Integrada MBGI. Mesa Técnica Responsable: C Carranza (INTA), G Daniele (SAyDS), MJ Cabello (MAGyP) & PL Peri (INTA). https://es.scribd.com/document/343666407/Indicadores-para-el-monitoreo-a-escala-predial-en-el-marco-del-Manejo-de-Bosques-con-Ganaderia-Integrada-MBGI . Fecha de consulta: 28/02/2018
- Rojas JM & JJ Zurita. 2017. Ecorregión Chaqueña. Sistema productivo: agricultura de secano en siembra directa sobre suelos forestales sujetos a cambios en el uso del suelo.
- Rojas JM; J Prause; GA Sanzano; OEA Arce & MC Sánchez. 2016a. Soil quality indicators selection by mixed models and multivariate techniques in deforested áreas for agricultural use in NW of Chaco, Argentina. Soil Till.Res. 155: 250-262
- Rojas, JM; SY Goytía; MF Roldán & DE Buschiazzo. 2016b. Predicción de fracción erosionable para bosques nativos y suelos agrícolas (Chaco, Argentina). XXI Congreso Latinoamericano de Ciencia del Suelo. 24 al 28 de Octubre- Quito- Ecuador
- Zurita, JJ. 2007. Los suelos del Departamento General Güemes. Primera Etapa. Convenio INTA- Ministerio de la Producción del Gobierno de la Provincia del Chaco. https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta_informe_mapa_de_suelo_guemes.pdf . Fecha última consulta: 28/02/2018
- Volante, JN; MJ Mosciaro; D Alcaraz-Segura; LM Vale; EF Viglizzo & JM Paruelo. 2014. Dinámica del avance de la frontera agropecuaria y cambios funcionales en ecosistemas del Noroeste de Argentina. Pp: 344-366. En: Suelos, producción agropecuaria y cambio climático: Avances en la Argentina. C Pascale Medina; MM Zubillaga & MA Taboada (Eds.) 1º Ed. Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación. 632 pág.

C4P78. ADAPTACIÓN DEL SWB PARA MODELAR LA INFLUENCIA DE LA FREÁTICA SALINA SOBRE EL CRECIMIENTO DEL CULTIVO

Marcos, J.[1] y Videla Mensegue, H.[2]

[1]Investigador independiente. javiermarcos@agro-data.net

[2]EEA INTA Marcos Juárez. Castelli 16, Laboulaye, Córdoba. videla.horacio@inta.gob.ar

RESUMEN

Se adaptó el modelo SWB para la simulación de la influencia recíproca de la fluctuación de la capa freática y salinidad del suelo en la producción de cultivos. Este modelo estima en forma detallada y mecanística los procesos de balance hídrico en el sistema suelo-planta-atmósfera como también el desarrollo y crecimiento de cultivos. Con la adaptación se le adicionó la capacidad de simular la fluctuación de la capa freática, el transporte de sales en el perfil y las interacciones de ambos con los cultivos. Se simularon y analizaron dos situaciones representativas del sur de Córdoba con diferentes régimen pluviométrico, profundidad y salinidad de freática. Según la información obtenida, el SWB se presenta como una herramienta adecuada para comprender y cuantificar las relaciones funcionales entre la capa freática salina y el rendimiento de cultivos.

Palabras clave: freática, salinidad, rendimiento

INTRODUCCIÓN

En los últimos años, la relación capa freática somera y cultivo se señaló como factor de alta importancia para la producción agropecuaria de la región pampeana subhúmeda a semiárida de Argentina (Nosetto *et al*., 2015; Cisneros *et al.*, 2013). Nosetto *et al*. (2009) analizaron la influencia recíproca entre la profundidad de la freática y el rendimiento del cultivo en esta región y coinciden con Cisneros *et al*. (2013) en destacar la ausencia de un enfoque más explícito de las relaciones freática-cultivo en los modelos de cultivos más usados. Por otra parte, Cisneros *et al*., (1999) desarrollaron un modelo empírico para la región sudeste de Córdoba para predecir las oscilaciones de capa freática somera según un esquema conceptual que incluye un balance hidrológico entre precipitaciones y evapotranspiración potencial. Sin embargo, para la región de estudio, actualmente no se tiene conocimiento sobre modelos mecanísticos de la zona vadosa que expliquen cuantitativamente las relaciones funcionales de las interacciones entre freática, cultivos y salinidad. El modelo de cultivos SWB (Soil Water Balance) (Marcos, 1997; Campbell & Stöckle, 1993) simula el continuo suelo-cultivo-atmósfera y ha sido calibrado y usado en esta región para el análisis del balance hídrico en cultivos (Videla Mensegue *et al*., 2016). No obstante, el SWB no incluía hasta el momento la dinámica de la freática y sales y sus influencias conjuntas sobre el cultivo. El objetivo de este trabajo fue adaptar el modelo SWB para la simulación de la influencia recíproca de la capa freática salina sobre el crecimiento de cultivos en forma mecanística. Esto permitirá utilizar este modelo como herramienta para comprender y cuantificar con mayor detalle las interacciones entre la capa freática salina y el crecimiento del cultivo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del modelo

El SWB es un modelo de paso diario y horario que estima los procesos de balance hídrico en el sistema suelo-planta-atmósfera, desarrollo del cultivo, crecimiento foliar y radicular, producción de biomasa y rendimiento. Se describen a continuación solo aquellas relaciones del modelo que son relevantes a los objetivos de este trabajo.

El balance hídrico calculado por el SWB incluye los procesos de precipitación, escurrimiento, infiltración, redistribución del agua en el perfil de suelo, percolación profunda, transpiración del cultivo y evaporación. El transporte de agua se estima mediante una solución numérica de la ecuación de Richard's. Esto permite simular flujos de agua en el perfil tanto ascendentes como descendentes. El perfil de suelo es dividido en elementos separados por nodos en los cuales se definen potencial agua de suelo, contenido hídrico y fracción de raíces. El cambio de contenido hídrico en cada nodo *i* está dado según la ecuación de Richard's como:

$$\rho_w \frac{\partial \theta_i}{\partial_t} = -\frac{\partial}{\partial_{z_i}}\left(K_i \frac{\partial \psi_{mi}}{\partial z_i}\right) + g\frac{\partial K_i}{\partial z_i} - U_i \quad (1)$$

donde, ρ_w es la densidad del agua (kg m^{-3}), θ_i es el contenido hídrico volumétrico (m^3 m^{-3}), t es tiempo (s), z_i es el espesor de la capa i (m), K_i es la conductividad hidráulica (kg s m^{-3}), ψ_{mi} es el potencial de agua matricial (J kg^{-1}), g la constante gravitatoria (m s^{-2}) y U_i es la utilización de agua por parte de las raíces en la capa i (kg m^{-2} s^{-1}). La conductividad hidráulica en cada nodo se relaciona con el contenido y potencial agua del suelo. Se implementa un sistema de ecuaciones planteando la ecuación de Richard's en cada nodo y el sistema se resuelve mediante una solución numérica de diferencias finitas. A este sistema se le provee como condiciones de límite valores de evaporación e infiltración en la superficie del perfil y de potencial agua en la parte inferior del mismo.

La evapotranspiración potencial (*ETP*) se calcula según Penman-Monteith. La *ETP* se divide en evaporación potencial (E_P=*ETP (1-F)*) y transpiración potencial del cultivo (T_P=*ETP F*) basado en la fracción de la radiación solar que es absorbida por el suelo (*1-F*) y la que es interceptada por el cultivo (*F*), respectivamente (Campbell & Stöckle, 1993). El crecimiento de biomasa afecta el balance de agua mediante cambios en el índice de área foliar (*IAF*, m^2 m^{-2}) los cuales a su vez influyen *F*, la transpiración y la evaporación. La acumulación de biomasa (G_{TR}, kg biomasa m^{-2} $día^{-1}$) se calcula como el mínimo del crecimiento limitado por radiación y por agua (método dual). El primero es función de la radiación fotosintéticamente activa (*PAR*, *MJ* m^{-2} $día^{-1}$) interceptada por el dosel del cultivo. Ambos métodos tienen como parámetros de cultivo las eficiencias de uso de radiación (*RUE*, kg biomasa MJ^{-1}) y de transpiración (K_{BT}, kg biomasa kPa kg^{-1} agua). El crecimiento limitado por agua se calcula de acuerdo a Tanner & Sinclair (1983):

$$G_{TR=K_{BT}\frac{T}{VPD}} \quad (2)$$

donde *T* es la transpiración actual del cultivo en kg de agua m^{-2} dia^{-1} y *VPD* es el déficit de presión de vapor del aire medio en horas de sol en kPa.

El desarrollo del cultivo es estimado mediante la acumulación de tiempo térmico y determina la partición de biomasa entre las partes de las plantas controlando la biomasa destinada a hojas, tallos y a los órganos reproductivos o de cosecha. El desarrollo también opera en los cálculos del crecimiento de raíces en profundidad y de las fracciones de las mismas en cada capa de suelo (F_{ri}).

Cuando el suelo está húmedo la tasa de transpiración se acerca a T_P y a medida que se seca, el agua se encuentra cada vez menos disponible para la planta. La tasa a la cual el suelo y el sistema de raíces pueden abastecer con agua la demanda de transpiración está determinada por la humedad de suelo y la distribución de raíces en el suelo. La tasa de utilización de agua por parte de la planta en cada capa *i* se calcula con la siguiente ecuación de flujo:

$$U_i = C_{pi}(\psi_{si} - \bar{\psi}_{hoja}) \quad (3)$$

Donde C_{pi} es la conductancia de la planta en cada nodo (kg s m^{-4}), ψ_{si} es el potencial agua de suelo en el nodo *i* y $\bar{\psi}_{hoja}$ el potencial agua de hoja medio en el dosel del cultivo (J kg^{-1}). La tasa máxima de transpiración posible (E_{max}, kg m^{-2} s^{-1}) justo antes del cierre estomático y cuando el suelo se encuentra completamente húmedo puede formularse como $E_{max} = C_{pmax}\left(-\psi_{hoja-sc}\right)$, donde C_{pmax} representa la conductancia de un cultivo sano, totalmente desarrollado y sin limitación de agua y $\psi_{hoja-sc}$ (J kg^{-1}) es el potencial agua de hoja justo antes del cierre estomático. Los valores de E_{max} y $\psi_{hoja-sc}$ son provistos como parámetros de cultivo para obtener el valor de C_{pmax}. La conductancia de la planta en cada nodo C_{pi} está dada como $C_{pi} = C_p F_{ri}$ donde C_p es la conductancia total de la planta y se estima como el producto de C_{pmax} y *F*. La tasa de transpiración (U_{max}, kg m^{-2} s^{-1}) decrece casi linealmente con la disminución del potencial agua actual que presenta el suelo desde un valor máximo cuando U_{max}=E_{max} en la situación sin limitación de agua en el suelo hasta un valor en que el potencial agua del suelo alcanza el punto de marchitez permanente del cultivo en cuestión (ψ_{pmp}, J kg^{-1}). Esta relación se expresa así:

$$U_{max} = E_{max}F\left(1 - \frac{\bar{\psi}_s}{\psi_{pmp}}\right) \quad (4)$$

Donde $\bar{\psi}_s$ es el potencial agua medio del suelo ponderado por F_{ri}. El factor *F* es agregado a la ecuación como factor de proporción cuando el cultivo no cubre totalmente el suelo. Asumiendo que la planta ajusta su conductancia de acuerdo a la demanda hídrica de la canopia, un determinado consumo de agua a nivel de toda la canopia (*U*, kg m^{-2} s^{-1}) es entonces:

$$U = C_p\left(\overline{\psi_s} - \bar{\psi}_{hoja}\right) \quad (5)$$

La transpiración total es la suma de U_i calculada para cada nodo *i* según ecuación (3). Además, U_i se usa en la ecuación (1) para estimar el consumo de agua en cada nodo debido a transpiración. La ecuación (5) se usa para obtener el $\bar{\psi}_{hoja}$ a nivel canopia requerido para sostener un nivel dado de transpiración según sea limitada por la demanda atmosférica (T_p) o la humedad de suelo (U_{max}):

$$\bar{\psi}_{hoja} = \overline{\psi_s}\frac{T_p}{C_p} \quad \text{para } U_{max}>T_p \qquad \bar{\psi}_{hoja} = \overline{\psi_s}\frac{U_{max}}{C_p} \quad \text{para } T_p>U_{max} \tag{6}$$

En este trabajo se presentan las adaptaciones realizadas al modelo SWB para la simulación de la fluctuación de la capa freática y la influencia recíproca de la dinámica de la misma y de sales en el crecimiento y rendimiento de los cultivos. Para la simulación de la fluctuación de la capa freática se utiliza la densidad de flujo de agua (J_{li} , kg m^{-2} s^{-1}) en el nodo *m* (J_{lm+1}), siendo *m* el número de capas que entran en la solución del balance de agua según la ecuación (1). Este flujo puede ser descendiente o ascendente hacia o desde el nodo *m+1* respectivamente. La ecuación (1) incluye implícitamente las densidades de flujo de agua (J_{li}) entrantes y salientes en cada nodo *i* desde o hacia la capa subyacente respectivamente (i+1). Al comienzo de cada paso se recalcula el valor de profundidad de la capa freática (*wtz*, m). Para computar el cambio de *wtz*, se calcula el contenido hídrico (θ_{SatL}, m^3 m^{-3}) de la capa con presencia de la capa freática (*SatL*), la cual correspondería al nodo (m+1), como un promedio ponderado entre los contenidos de agua de la capa por encima de *SatL*(m) y el de saturación de *SatL*. A su vez, previo a la ejecución de la solución, con el valor de *wtz* se coteja cuál es la capa *SatL* y se determinan cuáles serán las capas superiores a la misma que participen en la solución. Según el planteo del sistema de ecuaciones de la solución numérica, *SatL* corresponde al nodo m+1. Por lo tanto, el contenido hídrico θ_{SatL} de dicha capa determina el valor de potencial agua del suelo que se usa como condición de límite inferior para el sistema de ecuaciones y consecuentemente el valor de la conductividad hidráulica no saturada que controla el aporte/recarga de agua al perfil desde *SatL* ($K(\psi)_{i+1}$, kg s m^{-3}) en presencia de capa freática.

Tanto la adaptación del transporte de sales dentro del perfil y desde la capa freática como su influencia en el cultivo se basa mayormente en Ferrer & Stöckle (1999) quienes implementaron esas adaptaciones al modelo CropSyst (Stöckle *et al*., 2003). La elección de ese trabajo se basa en que dicho modelo, en su estructura básica, es muy similar al SWB. Para el transporte de sales se implementa una solución numérica de diferencias finitas considerando solo convección como mecanismo de transporte y al momento no se incluye la química de interacción entre sales:

$$\frac{\partial S_i}{\partial_t} = \frac{\partial J_{si}}{\partial_{zi}} \tag{7}$$

Donde S_i es la concentración de solutos en el suelo (kg m^{-3}) en la capa *i* y J_{si} es la densidad de flujo de solutos a través de las capas de suelos (kg m^{-2} s^{-1}). Este último se calcula como el producto de la densidad de flujo de agua por la concentración de solutos en la solución del suelo (kg m^{-3}).

La influencia de la salinidad y anegamiento se estiman como el efecto que tienen ambas limitantes en la C_{pi} de la ecuación (3) mediante el reemplazo de dicho término por una conductancia de la planta corregida (C_{pi}*) por factores de salinidad (F_{si}) y de anegamiento (F_{ai}):

$$C^*_{pi} = C_{pi}\, F_{si} F_{ai} \tag{8}$$

Ambos factores varían de 0 a 1, se calculan para cada capa *i* y simulan el efecto conjunto que tendrían tanto el incremento de la salinidad en la solución del suelo como la disminución de la aireación en la reducción del transporte de agua a nivel de raíces. Por lo tanto, ambos afectan la transpiración a nivel del perfil del suelo agregando de este modo el efecto de sales y contenido hídrico de cada capa que resultan de la interacción de la fluctuación de la capa freática, transporte de agua en la zona vadosa, los procesos de absorción de agua por parte de las raíces y el transporte de sales.

Para el efecto de sales (F_{si}) se sigue el esquema y razonamiento de Ferrer & Stöckle (1999) quienes adaptan la formulación propuesta por Van Genuchten (1987) y aplicada luego por Steppuhn *et al*. (2005), que relaciona en su forma funcional el rendimiento relativo de los cultivos con la conductividad eléctrica del suelo (CE_s) y como parámetro de cultivo una conductividad eléctrica correspondiente al 50% de reducción del rendimiento relativo (CE_{s50}). Además, para complementar el efecto de sales a nivel de C_{pi} en cada nodo se incluye el potencial osmótico de suelo (ψ_o) en la ecuación (3). El factor F_{ai} se estima en función del contenido hídrico entre capacidad de campo y saturación, contenido hídrico que suele presentarse con capa freática somera y cercana a raíces con transpiración activa.

Calibración y escenarios simulados

La calibración del modelo se realizó con datos de biomasa, rendimiento en grano (*Rend*) y *wtz* de un ciclo de cultivo de soja medidos en Laboulaye para dos situaciones de suelo representativas (Videla Mensegue *et al*. 2006). El ajuste del modelo se evaluó con los siguientes indicadores: raíz del error medio cuadrático (RMSE), raíz del error medio cuadrático relativo (RRMSE) y índice de agregación de Willmott (Willmott, 1982; Kobayashi y Salam, 2000).

Para comprender y cuantificar la influencia recíproca de la capa freática y salinidad del suelo con el cultivo se utilizaron resultados de una serie de simulaciones realizadas con el modelo SWB adaptado. Se simularon dos situaciones representativas del sur de Córdoba con cultivo de soja (grupo de madurez 4) sembradas el día seis de Noviembre. Las situaciones fueron: Mackenna (MAC) y Laboulaye (LAB) usando perfiles de suelos representativos. En MAC se simuló un suelo arenoso franco y en LAB un franco arenoso. Se utilizaron rangos de profundidad y salinidad característicos y dos escenarios de precipitación durante el ciclo de crecimiento (*P*): húmedo (HUM) y seco (SECO) con *P* de 590 y 230 mm respectivamente para ambas situaciones. Las simulaciones se inicializaron con 6 valores de *wtz* (0,5 a 3 m) y con dos conductividades eléctricas iniciales de capa freática (*CEwtz*): media y alta: respectivamente 4 y 8 dS m^{-1} para MAC y 7 y 15 dS m^{-1} para LAB. Además se simularon las situaciones MAC y LAB con ambos regímenes de precipitación sin presencia de capa freática. Se adicionaron estos últimos escenarios para comparar predicciones de rendimiento basados en balances hidrológicos de suelo que incluyen la influencia de la capa freática con aquellas en que su influencia es completamente omitida. Debido a la gran cantidad de salidas, tanto en número como en detalle, solo algunos de ellas son presentados y analizados en este trabajo para discutir las principales tendencias sugeridas por el modelo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Calibración del modelo

Los resultados de la calibración de SWB para la simulación de biomasa, *Rend* de soja y *wtz* son presentados en la Tabla 1. El RRMSE para biomasa y *Rend* fue 8,6% y el *d* 0,99 mostrando estos estadísticos un buen ajuste. La modelación de la *wtz* mostró un ajuste aceptable con un error medio de 0,25 m (RMSE). Además, cabe mencionar que fue difícil encontrar datos de contenido hídrico y salinidad a diferentes profundidades y fluctuación de la capa freática que puedan ser usados adecuadamente para una calibración más extensiva de este tipo de modelos detallados.

Tabla 1: Indicadores estadísticos de biomasa, Rend y *wtz* obtenidos en la calibración de SWB. n = número de datos, RMSE = raíz del error medio cuadrático, RRMSE = raíz del error medio cuadrático relativa, y *d* = índice de Willmott.

Variable	n	RMSE	RRMSE	d
Biomasa y *Rend* (t ha^{-1})	6	0,33	8,6%	0,99
wtz (m)	13	0,25	15,2%	0,9

Dinámica de la capa freática y rendimiento del cultivo

En la Figura 1 se muestra la respuesta de *Rend* de soja para las situaciones MAC y LAB. En general se observa que la capa freática tiene un grado de influencia variable sobre *Rend* según *wtz*, la salinidad del suelo y *P*.

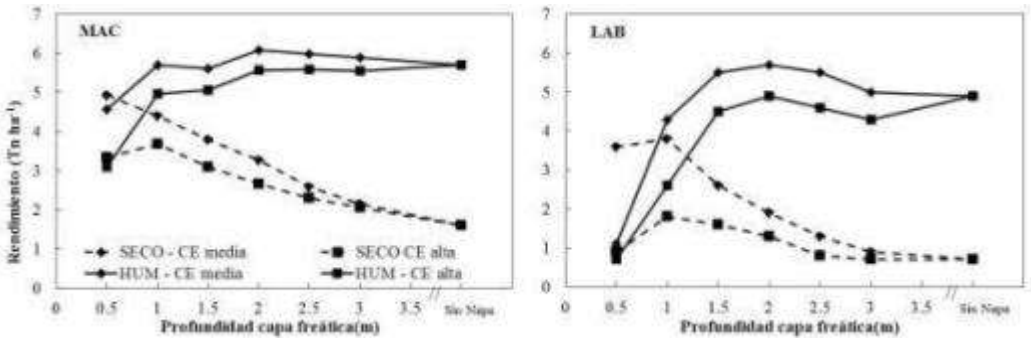


Figura 1: Respuesta del rendimiento en función de la profundidad, salinidad de la capa freática y escenario climático para dos tipos de suelos representativos del sur de Córdoba (arenoso franco = Mackenna y franco arenoso = Laboulaye).

Tabla 2: Rendimiento (*Rend*), Transpiración en el ciclo (T_s), Aporte Freático (*AF*), relación *AF*/*T* y cambio de nivel freático (**Δ*wtz*)** para las situaciones MAC y LAB, en ausencia de capa freática somera y *wtz*=1m para HUM y SECO.

	Rend	***AF***	***T_s***	***AF/T***	**Δ*wtz***
	Tn ha^{-1}	mm	mm		m
MAC s/freat HUM	5,7		405		
MAC s/freat SECO	1,6		226		
MAC *wtz*=1m HUM	5,7	148	367	0,40	0,51
MAC *wtz*=1m SECO	4,4	196	315	0,62	0,84
LAB s/freat HUM	4,9		337		
LAB s/freat SECO	0,7		145		
LAB *wtz*=1m HUM	4,3	24	234	0,10	0,20
LAB *wtz*=1m SECO	3,8	174	296	0,59	0,53

En ambas situaciones el *Rend* fue mayor con mayor *P* y menor *CEwtz*. Además, se observó que el *Rend* para el régimen SECO en ambas situaciones disminuye notablemente con el incremento de *wtz* a partir de *wtz*=1m comparado con HUM. La tendencia de mayores rendimientos en ciclos húmedos en situaciones con influencia de capa freática está de acuerdo con lo obtenido por Nosetto *et al*. (2009) quienes presentaron relaciones de rendimientos con profundidad de capa freática basadas en un número muy considerable de observaciones en la misma región. Estos autores encontraron importantes diferencias en el rendimiento de soja (aproximadamente 2 t ha^{-1}) cuando compararon rendimientos absolutos de un año húmedo y uno seco. También obtuvieron, en línea con nuestros resultados, un mayor descenso de *Rend* con el aumento de *wtz* en un régimen de menor comparado con uno de mayor *P*. Si bien, el incremento de *Rend* con mayores *P* es esperable, sería importante considerar las causas del incremento de rendimiento atribuidas a una capa freática somera per sé.

La Tabla 2 presenta los resultados seleccionados para una *wtz* de 1 m para las situaciones HUM y SECO en MAC y LAB, ambas con bajas *CEwtz* y los resultados obtenidos de las simulaciones sin presencia de capa freática. Los resultados muestran que los *Rend* están relacionados primeramente con el volumen transpirado durante el ciclo de crecimiento (T_s, mm) (R^2=0.83, p>0,05) pero comparando los *Rend* de situaciones con presencia y ausencia de capa freática se observa que el aporte neto de agua de la capa freática (*AF*, mm) en años secos puede alcanzar valores de 60% de la T_s. El valor de *AF* para un ciclo se extrae de las simulaciones como la densidad de flujo de agua de la capa de suelo (J_{lm+1}) por debajo de las capas enraizadas y que provendría principalmente de *SatL* y representaría el aporte neto de flujos tanto ascendentes como descendentes desde la capa freática a la zona vadosa con raíces. Los resultados obtenidos sugieren que el grado de influencia relativa de la capa freática en los rendimientos en años de menor *P* está dado por los menores contenidos y potenciales agua en las capas enraizadas que resultan de los menores aportes pluviales (mayor desecamiento). Estos tendrían efectos directos en T_s (y en *Rend*) y en el aumento del gradiente directriz del flujo de agua desde *SatL* (ecuación 1) hacia las capas con raíces en activa absorción. Otra causa posible de mayores *Rend* con mayor *P* puede ser un efecto de dilución de sales en la solución del suelo que contribuya a mayores *Rend* y especialmente situaciones donde el contenido salino del suelo alcanza niveles limitantes para el crecimiento del cultivo como pe. en LAB. La Tabla 2 también muestra el cambio de *wtz* desde el comienzo hasta el final de la simulación (Δ*wtz*, m*)*. Los valores de Δ*wtz*, según la implementación del modelo al momento, no incluyen aportes ni descargas laterales subterráneas ni aportes superficiales. Un factor de calibración puede ser agregado en el cálculo de recarga/descarga para considerar aquellos componentes del balance hidrológico no incluidos explícitamente (Anderson *et al*., 2015) hasta en tanto no se incluya e integre a este balance de agua del continuo suelo-cultivo-atmósfera, que sólo opera en la dimensión vertical, el cálculo explícito de la dinámica lateral de la capa freática y escurrimientos superficiales.

Analizando el efecto de *CEwtz* y la consecuente salinidad del suelo, en general el *Rend* disminuyó con el aumento de *CEwtz*. Con menor salinidad y suelos con textura más arenosa se observa que el *Rend* se mantuvo relativamente alto con *wtz* muy cercana a la superficie como pe. La situación MAC. Esto sugiere que el efecto negativo de anegamiento sólo

operaría con contenidos hídricos muy altos o freática muy somera. El modelo no simula explícitamente los problemas de manejo y aquellos relacionados con inundación como falta de piso que suelen acompañar a este tipo de situaciones de capa freática muy cercana a superficie y que reducen notablemente los rendimientos en estos sitios anegados.

CONCLUSIONES

Se concluye que el modelo SWB es una herramienta adecuada para comprender las relaciones funcionales entre la capa freática salina y el crecimiento del cultivo. Se encontró que la influencia de la capa freática sobre el rendimiento del cultivo está vinculada a la interacción entre la precipitación durante el ciclo de crecimiento, la profundidad y salinidad de la capa freática. No obstante, debido a que su base de cálculo es mayormente determinística-mecanística, sería necesaria su ampliación e incluir mayor número de procesos tanto en la dimensión vertical como en la dimensión espacial para utilizar debidamente su capacidad de producir resultados detallados y exhaustivos para una comprensión integral del sistema.

BIBLIOGRAFÍA

- Allen, R.; L. Pereira; D. Roes & M. Smith. 1998. Crop evapotranspiration guidelines for computing crop water requirements. FAO - Irrigation and Drainaje, Roma, Italia.
- Anderson, M.; W. Woessner & R. Hunt. 2015. Applied Groundwater Modeling, Simulation of Flow and Advective Transport. 2da edn. Academic Press, Elsevier. London. 630p
- Campbell, G.S. & C. O. Stöckle. 1993. Prediction and simulation of water use in agricultural systems. Proceeding of the International Crop Science Congress, Iowa State University. Iowa, USA.
- Cisneros, J. M.; J. J. Cantero & A. Cantero. 1999. Vegetation, soil hydrophysical properties, and grazing relationships in saline-sodic soils of Central Argentina. Canadian journal of soil science, 79(3), 399-409.
- Cisneros, J. M.; J. M. Scilingo; O. Giayetto; F. Morla & E. Jobbágy. 2013. Uso del modelo de simulación Aquacrop Fao para estimar el aporte subterráneo de agua al cultivo de soja. En Actas XXIV Congreso Nacional del Agua. San Juan.
- Ferrer, F. & C.O. Stöckle. 1999. A model for assessing crop response to salinity. Irrig. Sci. 19, 15-23.
- Kobayashi, K. & M. U. Salam. 2000. Comparing simulated and measured values using mean squared deviation and its components. Agron. J. 92, 345–352.
- Marcos, J. 1997. Corn production under dryland conditions in eastern Washington. Departament of Crop and Soil Sciences. Washington State University, Pullman, USA.
- Nosetto, M.D.; R.A. Paez; S.I. Ballesteros & E.G. Jobbagy. 2015. Higher water-table levels and flooding risk under grain vs. livestock production systems in the subhumid plains of the Pampas. Agric. Ecosyst. Environ. 206, 60–70. doi:10.1016/j.agee.2015.03.009
- Nosetto, MD; E.G. Jobbagy; R.B. Jackson & G.A. Sznaider. 2009. Reciprocal influence of crops and shallow ground water in sandy landscapes of the Inland Pampas. Field Crop Res. 113: 138-148.
- Steppuhn, H.; M. Th. van Genuchten & C. M. Grieve. 2005. Root-Zone Salinity: I. Selecting a Product–Yield Index and Response Function for Crop Tolerance. Crop Sci. 45:209-220.
- Stöckle, C.O.; M. Donatelli & R. Nelson. 2003. CropSyst, a cropping systems simulation model. European Journal of Agronomy 18:289-307.
- Tanner, C.B. & T.R. Sinclair. 1983. Efficient water use in crop production: research or re-search? En: H. M. Taylor, J. R. Wayne, S. R. Thomas (Eds.) Limitations to Efficient Water Use in Crop Production, ASA, CSSA, SSSA, Madison, WI. p. 1-27.
- Van Genuchten MT. 1987. A numerical model for water and solute movement in and below the root zone. Research Report 121. USDA-ARS, US Salinity Laboratory, Riverside, Calif.
- Videla Mensegue, H.; A. Degioanni & J. Cisneros. 2006. Peligro de salinización en suelos bajo producción agrícola en secano. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta – Jujuy.
- Videla Mensegue, H.; J. Marcos; A. Degioanni & E. Bonadeo. 2016. Modelo de simulación de sistemas de cultivo SWB-Rot (Soil Water Balance): calibración y validación para la región pampeana Argentina. 8º Congreso Argentino de AgroInformática. 45 JAIIO-CAI. CABA. Argentina.
- Willmott, C.J. 1982. Some comments on the evaluation model performance. Bull. Am. Meteorol. Soc. 63, 1309–1313.

C4P79. USO DE INDICADORES FUNCIONALES PARA EVALUAR SUELOS EN AMBIENTES URBANOS Y PERIURBANOS

Marelli, Silvia E.; Lorenz, Guido; Izzo, Marta E. y Martín, María F.

Facultad de Ciencias Forestales, INSIMA (Instituto de Silvicultura y Manejo de Bosques). Av. Belgrano (S) 1912. Santiago del Estero. C.P: 4200. Argentina. marellisilviae@gmail.com

RESUMEN

Los procesos de urbanización se caracterizan por la sustitución de componentes naturales del paisaje por otros de origen antropogénico. Esta situación afecta servicios ecosistémicos del paisaje, por ejemplo: regulación térmica e hídrica, protección del suelo, funciones importantes en la zona por sus características temperaturas altas, lluvias torrenciales, elevada evapotranspiración. El objetivo de este trabajo fue evaluar el grado de alteración del suelo en dos ambientes con diferentes niveles de urbanización. Las unidades de estudio fueron dos barrios, uno de trama urbana densa y otro de trama abierta, ubicados al sur de la ciudad de Santiago del Estero, capital de la provincia homónima, situada en el noroeste argentino. Se identificaron 6 sub-unidades representando componentes estructurales típicos: veredas verdes, plazas, baldíos, platabanda de avenida, terraplén de avenida de circunvalación, espacio natural. Estas subunidades fueron definidas mediante análisis de imágenes satelitales (Quickbird de Google Earth) y registro fotográfico, aplicando el índice de hemerobia, que permitió clasificar el grado de intervención antrópica del paisaje. Para estos sitios se determinaron los siguientes parámetros edáficos: capacidad de infiltración in situ y densidad aparente, pH y conductividad eléctrica en extracto 1:2,5 y tasa de mineralización de carbono en laboratorio, estos tienen una estrecha relación con el estudio de la calidad de los servicios ecosistémicos. Los estudios de infiltración indican que los espacios naturales presentan capacidad de infiltración significativamente más elevada que el resto de los sitios que presentan valores medios de 300 a 128 milímetros por hora y valores bajos para avenida (58 milímetros por hora). Este resultado concuerda con densidad aparente, donde espacio natural posee valores mínimos mientras plazas y platabanda valores máximos. El pH de espacios naturales, baldíos y plazas oscila entre 7,2 y 7,9, tratándose de suelos muy ligeramente básicos mientras que en los restantes sitios se observan valores entre 6,1 y 6,8 (suelos ligeramente ácidos). La conductividad eléctrica de espacios naturales y baldíos tienen los valores más bajos, las restantes sub-unidades superan los 15 mS/cm en solución del suelo, reflejando salinización fuerte. La tasa de mineralización de carbono fue baja para todas las sub-unidades (oscila entre 29,5 a 60,2 mg CO2-C/kg/d), esto es un indicador de la reducida capacidad de estos sitios para el desarrollo de la actividad microbiana y la limitada disponibilidad de nutrientes. Mediante este estudio se observaron diferencias significativas en las características físicas, químicas y biológicas entre suelos de ambientes urbanos. Como principales amenazas respecto a los suelos, se identificaron: compactación de suelos, reflejándose también en una tasa de infiltración baja, lo que afecta la capacidad de regular la hidrología superficial, y la salinización, perjudicando la función biológica del suelo, que a su vez compromete el servicio de regulación térmica del paisaje, aspecto esencial en este contexto climático. Estos indicadores son herramientas útiles para elaborar diagnósticos en el estudio de ambientes urbanos y periurbanos a fin de desarrollar estrategias apropiadas para la planificación de estos espacios.

Palabras claves: urbanización, planificación, servicios ecosistémicos.

C4P80. INDICES DE CALIDAD DE SUELO BAJO SISTEMAS DE LABRANZA CONTRASTANTES: EFECTOS DE LARGO PLAZO

Martínez, Juan M.[1]; Duval, Matias E.[2]; López, Fernando M.[1] y Galantini, Juan A[3].

[1]Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida (CERZOS), Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur (UNS)- CONICET, Bahía Blanca, Argentina. San Andrés 800. Bahía Blanca. Argentina. jmmartinez@criba.edu.ar
[2]Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur.
[3]Comisión de Investigaciones Científicas.

RESUMEN

La información científica es esencial para encontrar indicadores o índices apropiados que puedan evaluar con precisión la calidad de suelo (CS). El objetivo de este estudio fue cuantificar el efecto en el largo plazo de dos sistemas de labranza sobre indicadores e índices para evaluar la CS en un Argiudol Típico en la región subhúmeda del Sudoeste Bonaerense. En 2015, se muestreó un ensayo de larga duración (iniciado en 1986) basado en dos sistemas de labranza: siembra directa (SD) y labranza convencional (LC). Además, se muestreó un sector contiguo sin actividad antrópica (Ref.). La profundidad de muestreo en todos los tratamientos fue 0-5 y 0-20 cm. Se determinaron indicadores edáficos de la CS asociados con las fracciones orgánicas: materia orgánica (MO) y MO particulada (MOP); nitrógeno (N) orgánico (Nt); N potencialmente mineralizable (Npm) y respiración microbiana (Resp). Luego, se establecieron índices mediante el cociente entre los diferentes indicadores. Los indicadores demostraron diferencias significativas entre tratamientos en ambas profundidades, siempre con valores más elevados en Ref. Sin embargo, cuando se comparó SD y LC, los resultados fueron variables. Los índices evaluados difirieron según la profundidad considerada. Sin embargo, se pudo comprobar una mayor sensibilidad de los índices Npm/Nt y Resp/MO con respecto a los sistemas de labranza en 0-20 cm, los cuales permitieron diferenciar SD y LC, siendo en ambos casos los valores Ref.>LC>SD. Los índices Npm/Nt y Resp/MO demostraron ser índices promisorios para evaluar la CS bajo estas condiciones, sin embargo, sólo deberían considerarse cuando la profundidad de muestreo sea de 0-20 cm. La utilización de índices permite caracterizar el funcionamiento del sistema, por lo que representan una herramienta más adecuada para evaluar la CS.

Palabras claves: ensayo de larga duración, materia orgánica, región subhúmeda

INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, la evaluación de la CS se ha convertido en una preocupación de gran relevancia (Duval *et al.*, 2013). Además, la información científica es esencial para encontrar indicadores o índices apropiados que puedan evaluar con precisión la CS (Toledo *et al.*, 2013a). Las propiedades físicas, químicas y biológicas pueden ser buenos indicadores de CS aunque la mayoría no son universales, y son variables con el ambiente y características edáficas bióticas y abióticas (Shukla *et al.*, 2005). Por esta razón, es esencial realizar ensayos de largo plazo (ELD) para comparar la variación de las propiedades del suelo que sirven como indicadores a corto, mediano y largo plazo (Poulton *et al.*, 1995). Los estudios de largo plazo son esenciales debido a que los cambios en las propiedades edáficas a corto plazo son usualmente pequeñas y el sistema no se encuentra aún estabilizado (Heenan *et al.*, 2004). Además, los ELD permiten describir cuáles son los mecanismos involucrados en la dinámica temporal de los factores y en la variación de las respuestas en el tiempo (Berti *et al.*, 2016). Abril *et al.* (2005) afirmaron que los cambios sobre el suelo pueden ser de mayor magnitud en regiones con menor cantidad de precipitaciones debido al efecto de la cobertura, particularmente en climas de alta estacionalidad (Schoenau & Campbell, 1996).

Con respecto a los sistemas de labranza, diferentes autores (Cannell & Hawes, 1994; Reeves, 1997) informaron que los sistemas de labranza pueden afectar la CS. La LC favorece la incorporación de los residuos y la descomposición de la MO a través de la alteración de los agregados del suelo. Otros autores (Mrabet *et al.*, 2001; Moreno *et al.*, 2006) han reportado una degradación de la CS bajo LC en ambientes con baja disponibilidad de agua debido principalmente al bajo retorno de MO por parte de la biomasa producida. En cambio, la SD promueve la agregación del suelo y protege a los compuestos orgánicos contra la degradación (St. Luce *et al.*, 2011). Además, este sistema mejora o al menos mantiene la CS en áreas con baja disponibilidad de agua, debido a los mayores rendimientos de los cultivos bajo SD en comparación con LC por un uso más eficiente del agua almacenada (Melero *et al.*, 2009).

Los indicadores de CS más efectivos probablemente varían acorde a la región, clima y sistema de producción (Parr *et al.*, 1992). Toledo *et al.* (2013a) informaron que existen diferentes índices relacionados a las fracciones orgánicas para evaluar la CS, que proporcionan información sobre el funcionamiento del agroecosistema y pueden ser sensibles a las variaciones edáficas, estacionales y climáticas. Sin embargo, no existe información disponible sobre la aplicación de estos índices bajo diferentes sistemas de labranza de largo plazo en un clima subhúmedo. El objetivo de este estudio fue evaluar los efectos de los sistemas de labranza a largo plazo en indicadores e índices para evaluar la calidad de los suelos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio experimental

El estudio fue realizado en Hogar Funke (38º 07' 06" S- 62º 02' 17" O) ubicado en el partido de Tornquist, Provincia de Buenos Aires. El suelo fue clasificado como Argiudol Típico, profundo (perfil mayor de 1 m de profundidad), de textura franca en el horizonte A y franco-arcillosa en el B_2. Sobre dos parcelas de 8 has cada una se aplicaron dos sistemas de labranza: SD y LC, desde el año 1986. Sobre cada sistema de labranza se realizaron tres parcelas de 36 m^2 en un diseño experimental completamente aleatorizado. Las muestras fueron tomadas durante el año 2015, es decir, 28 años después del establecimiento del ensayo sobre los tratamientos: SD y LC, y en un sitio lindante en situación casi prístina (Ref.) sin ninguna actividad antrópica considerado como referencia. La época de muestreo fue con el cultivo de trigo implantado en estadio vegetativo (agosto). A continuación se describen en detalle los tratamientos evaluados:

- Ref.: sitio lindante al ensayo de diferentes labranzas con abundantes estratos herbáceos graminosos y presencia de especies arbóreas (*Acacia sp*).
- SD: se caracterizó por la ausencia de labranzas, con un porcentaje de cobertura por residuos mayor al 30% de la superficie del suelo. En general, se realizaron 2-3 aplicaciones de herbicida glifosato para el barbecho químico.
- LC: fue llevado a cabo mediante arado y rastras de disco a una profundidad de laboreo de 10-15 cm.

La secuencia completa de cultivos bajo ambos sistemas fue desde el comienzo del ELD: M-T-G-T-G-T-S-C-M-C-M-T-M-T-C-G-T-T-G-C-G-T-M (pastoreado)-T (sin cosecha por sequía)-T-T-S-M-C-**T** (siendo: M, maíz (*Zea mays* L.); siendo T, trigo; G, girasol (*Helianthus annuus* L.); C, cebada (*Hordeum vulgare* L.); S, sorgo (*Sorghum bicolor* L. Moench) y en letra negrita se halla el año muestreado.

Análisis químicos

Se tomaron muestras compuestas de cada tratamiento y réplica, en las profundidades de 0-5 y 0-20 cm durante el estadio vegetativo del cultivo de trigo. En ese mismo momento, se recolectaron muestras de suelo sin disturbar en 0-5, 5-10, 10-15 y 10-20 cm de profundidad con cilindros de acero para la determinación de la densidad aparente (Blake & Hartge, 1986). El suelo se secó al aire, se tamizó y se homogeneizó mediante tamizado con una malla de 2 mm. Se determinaron los siguientes indicadores químicos: MO total a través de la determinación de carbono orgánico total (COT) por analizador automático Leco Truspec (Leco Corporation, St Joseph, MI) y luego convertido a MO utilizando un factor de conversión de 2,2 (Martínez *et al.*, 2017a), Nt mediante el método de Kjeldahl (Bremner, 1996). Además, se estimó la MOP a través del fraccionamiento físico por tamaño de partícula (Duval *et al.*, 2013). Entre los parámetros biológicos se determinó la respiración (Zibilske, 1994) y el N potencialmente mineralizable estimado a partir de incubaciones anaeróbicas (Waring & Bremner, 1964). Los detalles de las propiedades de manejo de sitios fueron descriptos por Martínez *et al.* (2017b). Debido a que Galantini *et al.* (2006) reportaron procesos de erosión en este mismo ensayo, no se pudo realizar la comparación de las variables a una misma masa de suelo (Toledo *et al.*, 2013b). Las propiedades físicas y químicas analizadas se detallan en la Tabla 1.

Tabla 1: Propiedades físicas y químicas del suelo en 0-20 cm al momento del muestreo.

prof.(cm)	Tratamiento	MO (g kg^{-1})	pH	Arena	Limo	Arcilla	DA (Mg m^{-3})
				(g kg^{-1})			
0-20	Ref.	44	6,0	240	421	338	1,24
	LC	31	6,3	286	437	278	1,26
	SD	31	6,0	253	426	321	1,32

MO, materia orgánica; DA, densidad aparente.

Índices funcionales de CS

Los índices evaluados se basaron en los propuestos por Toledo *et al.* (2013a) y López (2017): i) fracción del Nt fácilmente mineralizable (Npm/Nt); ii) susceptibilidad del material lábil a la degradación biológica (Resp/MOP), iii) susceptibididad de la MO a la degradación biológica (Resp/MO); iv) potencial del suelo de suministrar N del material lábil (Npm/MOP); v) la proporción de material lábil de la MO del suelo (MOP/MO).

Se realizó análisis de la varianza (ANAVA) simple para encontrar diferencias entre tratamientos para los indicadores y los índices en cada profundidad. Por su parte, la comparación de medias se realizó por el test de diferencias mínimas significativas de Fisher ($p<0,05$). Para todos los análisis estadísticos se utilizó el software estadístico Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2013).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se encontraron diferencias significativas ($p<0,05$) en la densidad aparente por tratamiento para cada profundidad (datos no mostrados). Debido a esto, se analizaron los indicadores de CS en masa (Mg ha^{-1} y kg ha^{-1}), para evitar el sesgo cognitivo en la interpretación causada por las diferencias en la DA por sistema de labranza.

Los resultados de los indicadores evaluados según tratamiento se detallan en la Tabla 2. Se encontraron diferencias altamente significativas ($p<0,01$) para todos los indicadores según tratamientos en ambas profundidades. Los valores más elevados en todos los casos se halló en Ref. Sin embargo, cuando se compararon los sistemas de labranza (SD y LC) se hallaron resultados variables. En 0-5 cm, se hallaron valores de MO siguiendo el orden Ref.>SD>LC, mientras que en 0-20 se diluyeron los efectos entre sistemas de labranza. Esto coincide lo hallado por otros autores (Buschiazzo *et al.*, 1998; Duval *et al.*, 2013), quienes reportaron una acumulación superficial de MO bajo SD, las cuales desaparecen o se revierten si se consideran profundidades de suelo mayores de 10 a 15 cm (Quiroga *et al.*, 1996; Jagadamma & Lal, 2010). En cambio, con la fracción más lábil de la MO, no se hallaron diferencias entre SD y LC en ninguna profundidad. El Nt siguió la misma tendencia que la MO, obteniéndose diferencias entre sistemas en 0-5 cm y ninguna diferencia en 0-20 cm. Esto es esperable debido a la estrecha relación que existe entre MO y Nt (St. Luce *et al.*, 2011). Con respecto a los indicadores más dinámicos, la Resp no presentó diferencias entre sistemas en 0-5 cm, mientras que se hallaron mayores valores en LC en 0-20 cm. El Npm permitió hallar diferencias entre sistemas en 0-5 cm, con mayores valores bajo SD, mientras que en 0-20 cm no se hallaron diferencias entre sistemas.

Los resultados hallados demostraron que las variables MO, Nt y Npm evidenciaron diferencias entre LC y SD en 0-5 cm, mientras que el indicador Resp evidenció diferencias en 0-20 cm. En el orden para evaluar la CS, lo primero es conocer cuáles son indicadores sensibles (Noellemeyer *et al.*, 2006). Algunos autores (Toledo *et al.*, 2013a; Martínez *et al.*, 2017b) han reportado la sensibilidad de los indicadores lábiles como Resp y Npm. Sin embargo, teniendo en cuenta que los indicadores de CS más sensibles para detectar los cambios debido al manejo, también pueden diferir de acuerdo a las variaciones meteorológicas, edáficas, topográficas y/o estacionales, podría ser más beneficioso aplicar índices vinculados al funcionamiento (índices funcionales) del sistema ya que los mismos son considerados de crucial importancia en la determinación del estado de degradación o de reconversión de los suelos (Zornoza *et al.*, 2008).

Tabla 2: Valores de los indicadores medidos (media±desvío estándar) y análisis de la varianza según sistema de labranza.

Indicador	Sistema de labranza	Profundidad (cm) 0-5	Profundidad (cm) 0-20
MO (Mg ha^{-1})	Ref.	41,3±1,3 **a**	102±2,8 **a**
	LC	24,9±2,5 **c**	85,7±1,9 **b**
	SD	31,5±2,7 **b**	89,4±1,4 **b**
MOP (Mg ha^{-1})	Ref.	9,1±1,0 **a**	27,8±2,2 **a**
	LC	4,3±0,3 **b**	12,3±1,1 **b**
	SD	4,1±0,1 **b**	10,7±1,0 **b**
Nt (Mg ha^{-1})	Ref.	2,14±0,19 **a**	5,97±0,41 **a**
	LC	0,89±0,03 **c**	3,70±0,05 **b**
	SD	1,36±0,01 **b**	4,17±0,15 **b**
Resp (kg $C\text{-}CO_2$ ha^{-1} dia^{-1})	Ref.	23,8±3,7 **a**	43,6±3,4 **a**
	LC	13,8±6,2 **b**	26,9±5,6 **b**
	SD	9,8±1,4 **b**	16,8±0,8 **c**
Npm (kg ha^{-1})	Ref.	69,8±4,9 **a**	63,0±4,1 **a**
	LC	20,7±0,5 **c**	27,7±1,0 **b**
	SD	33,1±4,3 **b**	21,8±1,3 **b**

Letras en negrita diferentes indican diferencias significativas en los indicadores entre tratamientos ($p<0,05$) para cada profundidad.

Los índices de CS evaluados se resumen en la Tabla 3. En general, los resultados hallados difirieron según la profundidad considerada. Sin embargo, se pudo comprobar una mayor sensibilidad de los índices Npm/Nt y Resp/MO, los cuales permitieron diferenciar los sistemas de labranza, pero en la capa de 0-20 cm, siendo en ambos casos los valores Ref.>LC>SD. En la capa más superficial, los índices demostraron una mayor variabilidad sin detectarse una tendencia clara con respecto al sistema de labranza. Es por esto, que se podría utilizar al Npm/Nt y Resp/MO como índices para evaluar la calidad de suelo con sistemas de labranza contrastantes cuando se considera una profundidad de muestreo de 0-20 cm.

Tabla 3: Índices de calidad de suelo (media±desvío estándar) y análisis de la varianza según sistema de labranza.

Tratamiento	Prof. (cm)	Npm/Nt	Npm/MOP	MOP/MO	Resp/MO	Resp/MOP
		(%)				
Ref.	0-5	3,3±0,05 **a**	0,77±0,03 **a**	28,6±4,0 **a**	0,058±0,01 **a**	0,265±0,06 **a**
LC		2,4±0,33 **b**	0,49±0,02 **b**	21,9±0,8 **a**	0,055±0,02 **a**	0,321±0,15 **a**
SD		2,3±0,04 **b**	0,80±0,09 **a**	16,8±1,1 **a**	0,031±0,01 **a**	0,236±0,03 **a**
Ref.	0-20	3,6±0,21 **a**	0,57±0,04 **a**	31,9±4,1 **a**	0,043±0,01 **a**	0,158±0,02 **b**
LC		2,1±0,07 **b**	0,56±0,05 **a**	18,3±1,3 **b**	0,031±0,01 **b**	0,217±0,03 **a**
SD		1,8±0,11 **c**	0,55±0,04 **a**	15,3±1,5 **b**	0,019±0,01 **c**	0,158±0,02 **b**

Letras en negrita diferentes indican diferencias significativas en los índices entre tratamientos ($p<0,05$) para cada profundidad.

CONCLUSIONES

El Npm/Nt y Resp/MO demostraron ser índices promisorios para evaluar la CS bajo las condiciones particulares de este estudio. Sin embargo, sólo deberían considerarse cuando la profundidad de muestreo sea de 0-20 cm. La utilización de índices permite caracterizar el comportamiento del sistema, por lo que representan una herramienta más adecuada para evaluar la CS, si bien resulta necesario un mayor conocimiento de las variaciones en los diferentes suelos y ambientes.

AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren agradecer a Profertil S.A. y a los productores de la Regional Bahía Blanca de AAPRESID, en particular a Christian Kleine del establecimiento Hogar Funke donde se realizó el estudio.

BIBLIOGRAFÍA

- Abril, A; P Salas; E Lovera; S Kopp & N Casado-Murillo. 2005. Efecto acumulativo de la siembra directa sobre algunas características del suelo en la región semiárida central de la Argentina. Ci. Suelo 23: 179-188.
- Berti, A; A Dalla Marta; M Mazzoncini & F Tei. 2016. An overview on long-term agro-ecosystem experiments: Present situation and future potential. Eur. J. Agron. 77:236-241.
- Blake, GR & KH Hartge. 1986. Bulk density. In: A Klute (ed.). Methods of soil analysis. Part 1. 2nd edition. Pp. 363-375. American Society of Agronomy & Soil Science Society of America. Madison, WI.
- Bremner, JM. 1996. Nitrogen- Total. In: DL Sparks (ed.). Methods of soil analysis. Part 3. Chemical Methods. Pp. 1085-1121. American Society of Agronomy, Soil Science Society of America & Crop Science Society of America, Madison, WI.
- Buschiazzo, D; J Panigatti & P Unger. 1998. Tillage effects on soil properties and crop production in the subhumid and semiarid Argentinean Pampas. Soil Till. Res. 49: 105-116.
- Cannell, RQ & JD Hawes. 1994. Trends in tillage practices in relation to sustainability crop production with special reference to temperate climates. Soil Till. Res. 30, 245–292.
- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2013. InfoStat versión 2013. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Doran, JW. 1987. Microbial biomass and mineralizable nitrogen distributions in no-tillage and ploughed soils. Biol. Fert. Soils 5: 68-75.
- Duval, ME; JA Galantini; JO Iglesias & H Krüger. 2013. El cultivo de trigo en la Región Semiárida Bonaerense: impacto sobre algunas propiedades químicas del suelo. Rev. Inv. Agrop. (RIA-INTA) 39 (2): 178-184.
- Galantini, JA; JO Iglesias; C Maneiro; L Santiago & C Kleine. 2006. Sistemas de labranza en el sudoeste bonaerense. Efectos de largo plazo sobre las fracciones orgánicas y el espacio poroso del suelo. Rev. Invest. Agropec. (RIA-INTA) 35: 15-30.
- Heenan, DP; KY Chan & PG Knight. 2004. Long-term impact of rotation, tillage and stubble management on the loss of soil organic carbon and nitrogen from a Chromic Luvisol. Soil Till. Res. 76: 59-68.
- Jagadamma, S & R Lal. 2010. Distribution of organic carbon in physical fractions of soils as affected by agricultural management. Biol. Fert. Soils 46:543–554.
- López, FM. 2017. Dinámica de la cobertura de residuos en suelos bajo siembra directa: relación con la humedad del suelo y la transformación de las fracciones orgánicas lábiles. Tesis de Doctorado en Agronomía, Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur, 138 págs.
- Martínez, JM; JA Galantini; ME Duval; FM López & JO Iglesias. 2017a. Ajustes en la estimación de carbono orgánico por el método de calcinación en Molisoles del sudoeste bonaerense. Ci. Suelo 35: 181-187.
- Martínez, JM; JA Galantini; ME Duval & FM López. 2017b. Tillage effects on labile pools of soil organic nitrogen and relationships with wheat crop in a semi-humid climate: A long-term field study. Soil Till. Res. 169: 71-80.
- Melero, S; R López-Garrido; JM Murillo & F Moreno. 2009. Conservation tillage: shortand long-term effects on soil carbon fractions and enzymatic activities under Mediterranean conditions. Soil Till Res. 104: 292–298.

- Moreno, F; JM Murillo, F Pelegrín & IF Girón. 2006. Long-term impact of conservation tillage on stratification ratio of soil organic carbon and loss oftotal and active CaCO3. Soil Till. Res. 85: 86–93.
- Mrabet, R; N Saber; A El-Brahli; S Lahlou & F Bessam, 2001. Total, particulateorganic matter and structural stability of a Calcixeroll soil under different wheat rotations and tillage systems in a semiarid area of Morocco. Soil Till. Res. 57: 225–235.
- Noellemeyer, E; A Quiroga & D Estelrich. 2006. Soil quality in three range soils of the semi-arid Pampa of Argentina. J. Arid Environ. 65: 142–155.
- Parr, JF; RI Papendick; SB Hornick & RE Youn. 1992. Soil quality: Attributres and relationship to alternative and sustainable agriculture Am. J. Altern. Agric. 7: 5-16.
- Poulton, PR. 1995. The importance of long-term trials in understanding sustainable farming systems: The Rothamsted Experience. Aus. J. Exp. Agric. 35: 825-34.
- Quiroga, A.; Buschiazzo, D.; Peinemann, N. 1996. Soil organic matter particle size fractions in soils of the Semiarid Argentinean Pampas. Soil Sci. 161, 104–108.;
- Reeves, DW. 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. Soil Till. Res. 43: 131–167.
- Schoenau, J & C Campbell. 1996. Impact of crop residues on nutrient availability in conservation tillage systems. Can. J. Plant Sci. 76: 621-626.
- Shukla, MK; R Lal & M Ebinger. 2005. Soil quality indicators for reclaimed mine soils in southeastern Ohio. Soil Sci. 169: 133-142.
- St. Luce, M; JK Whalen; N Ziadi & BJ Zebarth. 2011. Nitrogen dynamics and indices to predict soil nitrogen supply in humid temperate soils. Adv. Agron. 112: 55-102.
- Toledo, DM; JA Galantini; E Ferreccio; S Arzuaga; L Giménez & S Vazquez. 2013a. Indicadores e índices de calidad en suelos rojos bajo sistemas naturales y cultivados. Ci. Suelo 31(2): 201-212.
- Toledo, DM; JA Galantini; H Dalurzo; S Vazquez & G Bollero. 2013b. Methods for Assessing the Effects of Land Use Changes on Carbon Stocks of Subtropical Oxisols. Soil Sci. Soc. Am. J. 77(5): 1542-1552.
- Waring, SA & JM Bremner. 1964. Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability. Nature 201: 951-952.
- Zibilske, LM. 1994. Carbon Mineralization. In: Methods of soil analysis, Part 2, Microbiological and Biochemical Properties. Weaver et al. (eds.). Soil Science Society of America Inc., Wisconsin, USA. Pp. 835-863.
- Zornoza, R; J Mataix-Solera; C Guerrero; V Arcenegui; J Mataix-Beneyto & I Gómez. 2008. Validating the effectiveness and sensitivity of two soil quality indices based on natural forest soils under Mediterranean conditions. Soil Biol. Biochem. 40: 2079-2087.

C4P81. EFECTO DE LA COMPACTACIÓN SOBRE ALGUNAS PROPIEDADES FÍSICAS DEL SUELO BAJO PRODUCCIÓN EN CAÑA DE AZÚCAR

Martinez Rospilloso, Joel M.; Rueda, Raúl G.; Colque, Raúl y Rospilloso Chavez, Jhony J.

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Jujuy. Alberdi 47. San Salvador de Jujuy. Argentina. mirko.cabj1711@gmail.com

RESUMEN

La degradación por compactación se refiere al aumento en la densidad y a la reducción del espacio poroso del suelo como resultado de las cargas aplicadas a éste, viéndose influenciada también por el tamaño de partículas y el contenido de materia orgánica. La compactación de suelos integra varios factores de análisis y tiene significativas interrelaciones entre sus propiedades físicas y químicas. Dada la incidencia que la compactación tiene sobre la producción agrícola, sus mediciones son fundamentales para una adecuada y efectiva producción. El estudio fue desarrollado en la localidad de Arroyo Colorado en el departamento de San Pedro, Provincia de Jujuy, donde se evaluaron 4 tratamientos (Caña planta, Soca 3, Soca 6 y Soca 8). El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto de la compactación que genera la cosecha mecanizada en caña de azúcar considerando diferentes edades de cepa. Las variables analizadas fueron densidad aparente (Da), resistencia a la penetración (Rp) e infiltración básica (Ib). Se registró mayor compactación en la soca de mayor edad (soca 8) y a mayor profundidad, los valores máximos de densidad aparente (Da) se registraron en la Soca 8 (1,66 g/cm³), cercano al valor critico (1,80 g/cm^3) y en la resistencia a la penetración (Rp), 1378,21 ~~Kpa ,~~Kpa, el cual no supero al valor crítico (2.000 Kpa). En cuanto a la infiltración básica (Ib) se registraron los menores valores en soca 8, y los mayores en caña planta. Se concluye que existe mayor compactación en las socas de mayor edad y en mayor profundidad, atribuyéndose al mayor número de pasadas de la maquinaria agrícola, provocando una disminución en la Ib y un incremento de la Da & Rp.

Palabras claves: cosecha mecanizada; densidad aparente; resistencia a la penetración

INTRODUCCIÓN

La producción de caña de azúcar es una actividad importante para la economía de la provincia y su estudio del estado de compactación de los suelos destinados a este cultivo es relevante. El tipo de neumáticos y su presión de inflado juegan un papel importante en la compactación del suelo, pues se debe tener en cuenta que el suelo no solo soporta el peso propio de la máquina, sino también fuerzas de tracción y vibraciones. La acción de los neumáticos provoca hundimiento, patinamiento y por ende mayor compactación del suelo (Gómez R. K.). Diversos autores reportan reducciones en la porosidad e incrementos en la densidad aparente y resistencia a la penetración (Hamza & Anderson, 2005). El cultivo requiere numerosas labores del suelo para su implantación como así también usos de maquinarias pesadas para la cosecha, provocando un deterioro físico, químico y biológico difícil de revertir. La mecanización integral de la cosecha afecta la producción, duración del cultivo y propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos (Souza et al., 2005). La compactación del suelo con el cultivo de caña de azúcar aumenta durante la preparación del suelo, siembra del cultivo, prácticas culturales y principalmente durante la cosecha. Por ende monitorear la compactación del suelo es de fundamental importancia para poder mantener la longevidad de los cañaverales lo que significa regular las cantidades de presión aplicadas por las maquinarias y así definir estrategias de manejo basadas en la predicción de los impactos de las operaciones sobre la estructura del suelo y el momento adecuado para la realización de las operaciones mecanizadas (Severiano et al, 2010). El objetivo del trabajo fue evaluar el efecto de la compactación que genera la cosecha mecanizada sobre el funcionamiento del suelo en el monocultivo de caña de azúcar considerando diferentes edades de cepa.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: El trabajo se llevó a cabo en la localidad de Arroyo Colorado que comprende el departamento de San Pedro, provincia de Jujuy. Ubicado a 88 Km de San Salvador de Jujuy. Se encuentra a una latitud de -24° 20´ 17" y una longitud de -64° 39' 42". Presenta una temperatura media anual de 19°, una precipitación estival de 700mm, perteneciendo a la región natural de un piedemonte húmedo de nuestra zona subtropical de nuestra provincia (Figura 1).

El criterio que se utilizó para la evaluación del lugar de estudio fue de distintos ciclos ontológicos de caña de azúcar (Tabla 1), donde se tuvieron en cuenta los criterios de edad, profundidad y lugar de la misma.

Tabla 1: Situación de estudio y sistema de cosecha según sector.

Sector 1 (FaA)	Sistema de cosecha
Situación de estudio	
Caña planta (testigo)	Mecanizada
Soca 3	Mecanizada
Soca 6	Mecanizada
Soca 8	Mecanizada

Variables evaluadas

Densidad aparente (Da): Para medir esta variable se utilizó el método del cilindro a diferentes profundidades de 0 a 10 cm; 10 a 20cm y de 20 a 30cm, en el cual se extrajeron 3 puntos de muestreo por tratamiento tanto en el surco como en el entresurco.
Resistencia a la penetración (Rp): Para medir esta variable se utilizó un Penetrómetro digital FIELDSCOUT SC 900 el cual nos brinda la resistencia a la penetración del instrumento a diferentes profundidades (cada 5cm) medidas en unidades de presión (Kpa). Se tomaron 6 puntos de muestreo, con 4 repeticiones en cada tratamiento, la humedad del suelo se mantuvo en un rango del 15 a 28% donde se considera un estado aceptable para realizar las mediciones.
Velocidad de infiltración: Para su medición se empleó un infiltrometro de disco que mide la velocidad de la infiltración básica en un tiempo determinado en el cual se siguieron las instrucciones del manual de infiltración (Gómez-Tagle, A., Geissert, D., & Enriquez, F. E. 2014). Se tomaron 3 muestras por tratamiento con 3 repeticiones en cada uno.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Vemos claramente como disminuye la velocidad de infiltración a medida que trascurre el ciclo ontológico de la caña de azúcar, evidenciando diferencias significativas entre los tratamientos, la caña planta presenta los valores más elevados y los más bajos la soca de mayor edad (soca VIII). En general se aprecia una disminución de la Infiltración base, a mayor intensidad del tránsito, evidenciando claramente la influencia que tiene el paso de la maquinaria sobre el comportamiento de dicha propiedad, correspondiendo con lo reportado por Boulal et al. (2007), Li et al. (2004 y 2009) y Allen & Musick (1997). Tabla 2.

En cuanto a la Densidad aparente no existen diferencias significativas entre los tratamientos de caña planta y soca III, pero si entre la caña planta y la soca VI y VIII, a su vez estas últimas no se diferencian. El efecto del tránsito sugiere un aumento de los valores de Da, claramente evidenciado en el suelo con soca VIII, obteniéndose los mayores valores, afianzándose el aumento de esta propiedad a medida que se incrementa el número de pases de la maquinaria como hace mención Botta et al., 2003; Al-Ghazal et al., 2002; Mamman & Ohu 1997; Yavuscan et al., 2005). Tabla 2

En referencia a la RP se observa diferencias estadísticas entre los tratamientos, presentando valores más elevados la soca VIII, le sigue la soca VI y III, y la Caña Planta registra los valores más bajos. Observándose así un aumento gradual de la Resistencia a la penetración a medida que aumentan las edades de las Socas, esto es debido básicamente a que a medida que aumenta las edades de la Socas hay un mayor número de pasadas con maquinaria agrícola, tal como hace mención Botta et al., 2003; Al-Ghazal et al., 2002; Mamman & Ohu 1997; Yavuscan et al., 2005. Tabla 2

Tabla 2: Variables evaluadas en función de la edad de la cepa de caña de azúcar.

Situación de estudio (Edad de la Caña de Azúcar)	Ib (cm/h)	Da. (gr/cm^3)	Rp (Kpa/cm^2)
Soca VIII	1.25 (A)	1,66 (B)	1378.21 (C)
Soca VI	1.65 (A)	1,60 (B)	1115.85 (B)
Soca III	2.85 (B)	1,55 (A) (B)	1023.69 (B)
Caña Planta	3.71 (C)	1.47 (A)	647.44 (A)

Ib: infiltración base; Da: densidad aparente y Rp: resistencia a la penetración.
Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos. Test Tukey ($p<0,05$)

Esquema del ensayo realizado en la finca ubicada en Arroyo Colorado, San Pedro de Jujuy (Figura 1).



Figura 1: Zona de estudio. Parcelas del ensayo.

CONCLUSIONES

- Un suelo expuesto a un monocultivo de Caña de Azúcar en el que se realizan cosechas mecanizadas es susceptible de sufrir una compactación a medida que se avanza en la edad de la sepa y en profundidad del suelo.
- Las dos variables analizadas tanto como Dap y Resistencia a la penetración siguen la misma tendencia en cuanto al aumento de la compactación del suelo a medida que pasa el tiempo y en profundidad, pero cabe destacar que la infiltración base es inversamente proporcional a estas dos.
- La velocidad de infiltración fue afectada por la compactación mostrando una interpretación de velocidad moderada para Caña Planta y Soca III; y una velocidad moderadamente lenta para Soca VI y VIII.
- De las variables evaluadas la Rp mostro mayor sensibilidad para determinar la compactación en un suelo por la rapidez con la que se obtienen los datos y por la facilidad en la manipulación de este equipo.

AGRADECIMIENTOS

Al Laboratorio de análisis de suelos y aguas de la Facultad de Ciencias Agrarias de la UNJu. y EEA - INTA Cerrillos, Salta.

BIBLIOGRAFÍA

- Al-Ghazal, AA. 2002. Effect of tractor wheel compaction on bulk density and infiltration rate of a loamy sand soil in Saudi Arabia. Emirates Journal of Food and Agriculture, 24-33.
- Allen J & T Musick. 1995. Furrow irrigation intake whit multiple traffic and increased axel mass. Estados Unidos: ASAE meeting presentation, 95-2418.
- Boulal H, T Sobrinho, H Gómez-McPherson, J Gómez. 2007. Efecto del tráfico controlado sobre la infiltración del agua y la erosión del suelo en un sistema de cultivos anuales en lomos permanentes en el sur de España. España: Estudios de la zona no saturada del suelo Vol. VIII 211-215
- Gómez Rodríguez, K. 2011. Incidencia de la compactación ocasionada por el tractor en las propiedades físicas en un andisol (Doctoral disertarían, Universidad Nacional de Colombia).
- Gómez-Tagle, A, D Geissert & FE Enriquez. 2014. Manual de infiltrometría. Infiltrometro de tensión: INDI. Instituto de Ecología, AC, Xalapa, Veracruz.
- Hamza, MA & WK Anderson. 2005. Soil compaction in cropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions. Soil and tillage research, 82(2): 121-145.
- Mamman, E & JO Ohu. 1997. Millet yield as affected by tractor traffic in a sandy loam soil in Borno State, Nigeria. Soil & Tillage Research, 42(1-2): 133-140.
- Severiano, EDC, MDSD Júnior, MB de Castro, LF de Oliveira & KADP Costa. 2010. Compactação de solos cultivados com cana-de-açúcar; II-quantificação das restrições às funções edáficas do solo em decorrência da compactação prejudicial. Engenharia Agrícola, 30(3): 414-423.
- Yavuzacn, H, D Matthies & H Aurnhammer. 2005. Vulnerability of Bavarian silty loam soil to compaction under heavy wheel traffic: impacts of tillage method and soil water content. Soil & Tillage Research 84: 200-215.

C4P82. INFLUENCIA DE LABRANZA VERTICAL SOBRE PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS DE UN HAPLUSTOL TÍPICO DE CORDOBA

Mattalia, Maria L.; Bongiovanni, Marcos D. y Cholaky Carmen G.

Facultad de Agronomía y Veterinaria – Universidad Nacional de Río Cuarto. Ruta Nac. 36 - Km. 601 - X5804BYA Río Cuarto, Córdoba, Argentina. lmattalia@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN

La descompactación mecánica puede mejorar la fertilidad física y química de suelos compactados. El objetivo fue evaluar el efecto de una labor de descompactación sobre la condición física y química de un suelo manejado en siembra directa continua. El ensayo se realizó en la zona rural de Rio Cuarto, Córdoba, en lotes que presentaban una historia de siembra directa de más de diez y que presentaban capas de elevada resistencia mecánica. Los tratamientos fueron: Testigo (TEST), siembra directa continua y Descompactado (DESCcon descompactación con paratil y dentro de éste se diferenciaron sectores por donde pasaron las rejas del implemento (Sobre Líneas) y entre rejas (Entre Líneas). Se evaluó resistencia mecánica (RM), humedad gravimétrica (H%), densidad aparente (Dap), velocidad de infiltración (VI) y contenido de N-NO_3^- acumulado a los 80 cm de profundidad. Los resultados indicaron que la Dap disminuyó significativamente de 1,43 y 1,44 Mg m^{-3} de 0-20 y 20-40 cm, respectivamente en TEST a de 1, 30 y 1,35 Mg m^{-3} de 0-20 y 20-40 cm, respectivamente en DESC Entre líneas y a 1,20 y 1,29 Mg m^{-3} en similares espesores en DESC Sobre Líneas; la RM siguió similar tendencia con valores medios de 2, 99 MPa en TEST a 1,11 y 0,89 MPa en DESC Entre y Sobre Líneas, respectivamente. La VI aumentó 14 y 7 veces en DESC Sobre y Entre Líneas, respectivamente respecto a TEST. La disponibilidad media de N-NO_3^- acumulado aumentó de 14,12 a 18,06 Kg ha^{-1} en TEST y DESC, respectivamente. La labor de descompactación modifica la condición física y química del suelo respecto al perfil manejado en siembra directa continua. Las variables estudiadas son sensibles a los cambios producidos por la labor e indican mejoras de la condición física y química del perfil respecto a siembra directa.

Palabras clave: siembra directa, descompactación, fertilidad

INTRODUCCIÓN

Las ventajas de la Siembra directa (SD) en cuanto a sus costos, uso y conservación eficiente del agua, mejor control de la erosión, reducción del uso de combustibles, entre otros, hicieron que sea un paquete tecnológico ampliamente adoptado en países con grandes superficies de agricultura en secano, desde hace más de 30 años (Schmidt & Amiotti, 2015; Álvarez *et al.*, 2009). Si bien la SD nace como un manejo promisorio para la conservación de los recursos naturales y el mejoramiento de la producción agropecuaria (Triplett & Dick, 2008), la aplicación de técnicas inapropiadas han contribuido al deterioro de propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, dando como resultado, en muchos casos, una reducción de la productividad a largo plazo (Oesterheld, 2008). Actualmente la SD se practica en alrededor de 95 millones de hectáreas en el mundo, donde las mayores tasas de adopción se experimentaron en Sud América (Schmidt & Amiotti, 2015). La elección de sistemas de manejo adecuados en el largo plazo que permitan mantener la producción de alimentos y, a la vez, restaurar y proteger las propiedades del suelo y de otros recursos naturales sería un buen criterio para el uso de la tierra (Lal, 2010). Para llevarlo a cabo es necesario emplear indicadores que permitan evaluar el grado de impacto sobre la salud del suelo y contribuir así a la toma de decisiones (Doran & Zeiss, 2000). Según Álvarez *et al*. (2009) en Argentina es creciente la preocupación por el impacto negativo de la compactación excesiva del suelo en conjunto con la expansión e intensificación agrícola. La degradación del recurso suelo, hace referencia principalmente a una disminución de la fertilidad entendida como alteraciones en los procesos biológicos, disminución en el contenido de carbono orgánico, disminución en la disponibilidad de nutrientes, cambios en la estructura del suelo que contribuyen entre otros aspectos a una disminución de la velocidad de infiltración del agua en el suelo (García Ramírez & Sánchez, 2012). Varios trabajos realizados señalan que los suelos pampeanos se caracterizan por presentar elevada susceptibilidad a sufrir procesos de degradación física, debido principalmente a su prolongada historia agrícola y su textura franco-limosa predominante (Alvarez, 2013; Cosentino & Pecorari, 2002; Taboada & Alvarez, 2008). La baja estabilidad de agregados generada por el pobre contenido de materia orgánica y alta fracción de limo y arena muy fina que presentan los suelos de la zona contribuyen en mayor medida a la reducción de la capacidad de infiltración de los mismos (Sanzano *et al.*, 2005; Soracco *et al.*, 2009; Manso *et al.*, 2012; Rollán & Bachmeier, 2015). Si al mismo tiempo se suma una simplificación de rotaciones como sucede en algunas áreas de la región con el monocultivo de soja, la situación de degradación se acentúa

(García et al., 2012). La ausencia de remoción del suelo en los sistemas de siembra directa, sumado al efecto compactante que genera el paso de maquinarias (Botta *et al*., 2006), entre otros aspectos, generan el aumento de los valores de resistencia a la penetración y en algunos casos de densidad aparente (Alvarez & Steinbach, 2009). El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de una labor de descompactación sobre la condición física y química de un suelo manejado en siembra directa continua.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en un establecimiento ubicado a unos 15 km al noroeste de la ciudad de Rio Cuarto, provincia de Córdoba (Latitud 33° 0'56.57"S longitud 64°27'13.81"O). El suelo es un Haplustol típico franco arenoso muy fino. El lote donde se instaló el ensayo posee una historia de siembra directa de más de diez años, con rotaciones de leguminosas-gramíneas, en una relación 2:1 y en los cuales se manifiestan capas de alta resistencia a la penetración. Los tratamientos fueron: Testigo (TEST), siembra directa continua por más de diez años y Descompactado (DESC) mediante el pasaje de un descompactador tipo paratill. La profundidad teórica de trabajo fue de 30 cm, con 45 cm de distanciamiento entre púas. La capa aflojada del perfil presentó consistencia friable al momento de realizar la labor. El diseño experimental fue en bloques completos al azar, con dos tratamientos y tres repeticiones. Los datos fueron analizados estadísticamente empleando el programa INFOSTAT -ANOVA y para la comparación de medias se utilizó el test LSD Fisher (Di Rienzo *et al.*, 2014).

En presiembra del cultivo de maíz se realizaron las siguientes evaluaciones: -Resistencia mecánica (RM): a través de un penetrómetro de impacto (INTA Villegas, 2010). En cada tratamiento y bloque, sobre una transecta de 2 metros de largo cortando la dirección de siembra, se realizarán 5 determinaciones distanciadas a 40 cm hasta los 65 cm de profundidad con lecturas cada 5 cm. De manera simultánea se extrajeron muestras de las profundidades analizadas para determinar Humedad gravimétrica. -Densidad aparente (Dap): se efectuó a campo mediante el método del cilindro (Klute, 1986), comprendiendo el espesor del suelo afectado por la labor a intervalos 20 cm -Velocidad de infiltración (VI): se midió según el método del anillo simple USDA (1999), y debido a la amplia variabilidad de resultados con la primera lámina aplicada, se usó la segunda lámina para calcular esta variable. Las mediciones de variables físicas se hicieron en distintas áreas resultantes del trabajo del descompactador: entre el paso de las púas (DESC Entre líneas) y sobre el paso de las púas (DESC Sobre la línea) con el objeto de evaluar el área de impacto de la labor. Como parámetro químico se midió el contenido de $N\text{-}NO_3^-$ hasta los 80 cm de profundidad, expresado en kg $N\text{-}NO_3^-$ acumulados hasta la misma profundidad con la técnica de fenoldisulfónico (SAMLA, 2014).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Densidad aparente (Dap)

La densidad aparente varió entre 1,40 y 1,49 Mg m^{-3}en la capa 0-20 cm y entre 1,35 a 1,54 Mg m^{-3}en la capa 20-40 cm del TEST, valores que indican elevada compactación del perfil. La evaluación en DESC indicó que se produjo una reducción significativa en toda la profundidad evaluada. Sin embargo, en el sector Entre líneas hubo diferencias significativas entre la Dap de 0-20 cm y la de 20-40 cm, resultando inferior en la capa más superficial, mientras que en el sector Sobre líneas no hubo diferencias en la Dap de ambos espesores (Tabla 1) Estos resultados indicarían que la labor generó un aflojamiento de toda la capa compactada, aunque en el sector por donde pasó la reja del implemento el estallido fue uniforme abarcando toda el área trabajada, mientras que entre rejas el mayor aflojamiento se produjo a menor profundidad, pudiendo asociarlo a la forma en cono invertido en que las herramientas de corte vertical fisuran el suelo (Balbuena *et al*,, 2009). Resultados similares fueron obtenidos por Cholaky *et al*. (2005), sobre la Dap de un Haplustol típico de la región central de Córdoba, inmediatamente después de haber sido descompactado con un subsolador alado.

Tabla 1: Valores medios de Densidad aparente en los tratamientos de labranza para dos capas del perfil cultural.

Tratamientos	Densidad Aparente (Mg m^3)	
	0-20 cm	20-40 cm
TEST	1,43a	1,44a
DESC Entre líneas	1,35b	1,30b
DESC Sobrelíneas	1,20c	1,29b

Medias con letra común no son significativamente diferentes, según test LSD (p > 0,05)

Resistencia Mecánica (RM)

El perfil de distribución de RM se presenta en la Figura 1, mostrando diferencias marcadas en el espesor de 0-25 cm, por debajo de la cual los valores de RM se uniformizan entre los tratamientos. Estas diferencias pueden deberse a que la profundidad de trabajo de la labor fue efectiva hasta esa profundidad. El TEST presentó una RM media de 2,99 MPa en los primeros 25 cm de profundidad, diferenciándose estadísticamente con los valores de DESC para el mismo espesor, que presentó medias de 1,11 MPa y 0,89 MPa en DESC Entre líneas y DESC Sobre líneas, respectivamente. En la Figura 2 se muestra la variación de humedad para las mismas profundidades, en donde se hallaron diferencias significativas entre TEST y DESC con medias de 18,82% y 19,32%, respectivamente. Sin embargo, la magnitud de estas diferencias es pequeña por lo que se podría sostener que los mayores valores de RM que presentó el TEST no se deben solo al menor contenido de humedad, si no a la presencia de una capa compactada a esta profundidad, como lo indicó la evaluación de la Dap.

Ambas variable, Dap y RM, indicaron mejoras en la condición física del perfil para la exploración radicular de los cultivos a partir de la descompactación. En coincidencia con lo observado por Botta et al. (2006) en el suelo bajo estudio, la ausencia de remoción por la siembra directa y el tránsito de maquinarias produjeron compactación al menos en el espesor estudiado.

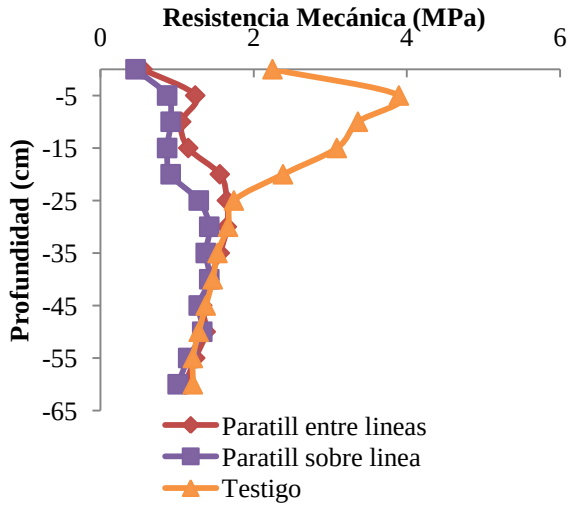


Figura 1: Perfil de distribución de Resistencia Mecánica en profundidad en los tratamientos.

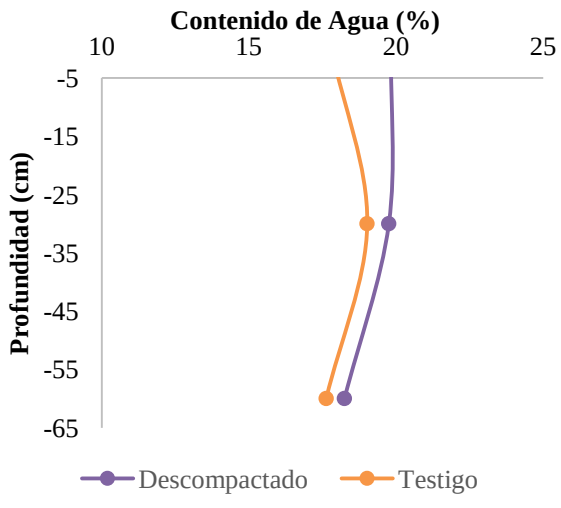


Figura 2: Perfil de distribución de Humedad gravimétrica en profundidad en los tratamientos.

Velocidad de Infiltración

En cuanto a la VI se observó una elevada variabilidad espacial en el tratamiento DESC, situación debida principalmente al trabajo del descompactador que como se mencionó precedentemente, y de acuerdo a Spoor (2006) se caracteriza por generar elevada disrupción en la zona de paso de la púa perdiendo intensidad hacia los laterales de la misma. Según esta variabilidad, los valores obtenidos en DESC Sobre líneas presentaron VI 14 veces mayor a la del TEST, diferenciándose estadísticamente. La VI en DESC Entre líneas fue7 veces mayor que el TEST (Tabla 2). Estos resultados guardan relación con lo observado en Dap y RM y ponen en evidencia en TEST la existencia de la capa compactada con estructura en bloques angulares con tendencia a aplanados limitante de la entrada de agua desde la superficie (Figura 3) y en DESC, la generación de flujos preferenciales en los sectores por donde pasa el órgano activo del implemento. Resultados similares fueron obtenidos por Zaniboni (2015) en un Haplustol descompactado con subsolador tipo paratil, condiciones que perduraron en postcosecha en los sectores donde no transitó la cosechadora.

Tabla 2: Velocidad de Infiltración media para los distintos tratamientos

Tratamientos	Velocidad de infiltración (mm hora^{-1})
TEST	58,25b
DESC Entre líneas	438,99ab
DESC Sobrelíneas	831,33 a

Medias con una letra común no son significativamente diferentes, según test LSD (p > 0,05)



Figura 3: Capa compactada con degradación de estructura.

N-Nitratos

Se encontraron diferencias estadísticamente significativas en el contenido N-NO_3^- acumulado hasta los 80 cm de profundidad del tratamiento DESC con respecto al TEST, presentando medias de 18,06 Kg ha^{-1} y 14,12 Kg ha^{-1},respectivamente. Tal como señala Alvarez (2009), existió estratificación del contenido de nitratos en profundidad (capa 0-20 cm > capa 20-40 cm), posiblemente asociado a la distribución de la materia orgánica del suelo en el perfil. El tratamiento DESC presentó mayores valores de N-NO_3^- en toda la profundidad estudiada, con respecto al TEST (Figura 4). La labor de descompactación pudo haber influido en la mineralización de la materia orgánica del suelo y en la del residuo enterrado por ella, lo que incrementó el contenido de N disponible en los primeros 20 cm del perfil, además de haber ocurrido una movilidad del nutriente hacia las capas más profundas del perfil.

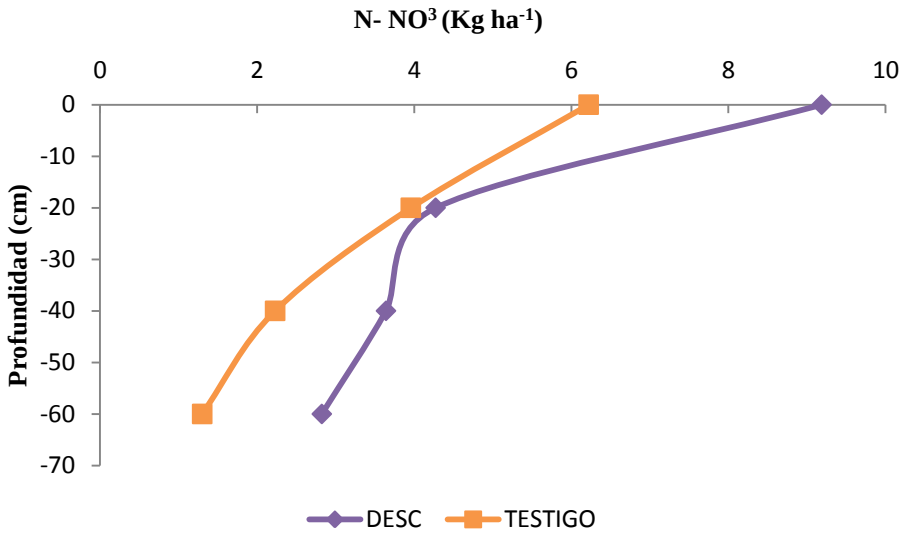


Figura 4: Perfil de distribución en profundidad de N-NO^{-3} de los tratamientos de labranza. DESC=con descompactador tipo paratil y TEST= testigo con siembra directa.

CONCLUSIONES

La labor de descompactación modifica la condición física y química del suelo respecto al perfil manejado en siembra directa continua.

La densidad aparente, resistencia mecánica y velocidad de infiltración son variables sensibles a los cambios producidos por una labor de descompactación e indican mejoras de la condición física del perfil respecto a siembra directa.

El N-NO_3^- es un indicador sensible para detectar modificaciones en la condición química del suelo producidas por una labor de descompactación.

BIBLIOGRAFIA

- Alvarez, C. 2013. Condicion Fisica de los suelos limosos bajo siembra directa: Caracterizacion, genesis y manejo. IAH, 10. Retrieved from http://www.ipni.net/publication/ia-lahp.nsf/0/34389B11EB8404CB05257B9F004B0C65/$FILE/Art 1.pdf
- Álvarez, C. (n.d.). Álvarez, CR; MA Taboada; C Bustingorri & amp; FH Gutierrez Boem. 2006. Descompactación de suelo en siembra directa: efectos sobre las propiedades físicas y el cultivo de maíz. Ciencia del Suelo 24: 1-10. Retrieved from http://www.ipni.net/publication/ia-lahp.nsf/0/34389B11EB8404CB05257B9F004B0C65/$FILE/Art 1.pdf

- Álvarez, CR, MT Duggan, ER Chamorro, D D´ambrosio, & MA Taboada. 2009. Descompactación de suelos franco limosos en siembra directa: Efectos sobre las propiedades edáficas y los cultivos. Cienc Suelo 27(2): 159-169.

- Alvarez, R & HS Steinbach. 2009. A review of the effects of tillage systems on some soil physical properties, water content, nitrate availability and crops yield in the Argentine Pampas. https://doi.org/10.1016/j.still.2009.02.005.

- Balbuena RH; GF Botta & ER Rivero. 2009. Herramientas de Labranza para la descompactación del suelo agrícola. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, Argentina. 205 pp.

- Botta, GF, D Jorajuria, H Rosatto, & C Ferrero. 2006. Light tractor traffic frequency on soil compaction in the Rolling Pampa region of Argentina. Soil and Tillage Research 86(1): 9-14.

- Cosentino, D & C Pecorari. 2002. Limos de baja densidad: impacto sobre el comportamiento físico de los suelos de la

región pampeana. Cienc Suelo 20 (1): 9-15.

- Cholaky C; J Cisneros & RH Balbuena. 2005. El perfil cultural: una herramienta para discriminar modificaciones en la estructura edáfica producidas por una labor profunda. Revista de la Universidad Nacional de Río Cuarto 25 (1): 53-83.
- Doran, JW & MR Zeiss. 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. Applied Soil Ecology 15: 3-11.

- García, Y, W Ramírez & S Sánchez. 2012. Indicadores de la calidad de los suelos: una nueva manera de evaluar este recurso Soil quality indicators: A new way to evaluate this resource. Pastos y Forrajes, *35*(2): 125-138.

- Lal, R. 2010. Enhancing Eco-efficiency in Agro-ecosystems through Soil Carbon Sequestration. Crop Science, 50 (Supplement_1), S-120. https://doi.org/10.2135/cropsci2010.01.0012

- Lozano, LA, GO Sarli, RR Filgueira, D Jorajuría Collazo, L Draghi, & CG Soracco (n.d.). Degradación física de un suelo bajo siembra directa. Retrieved from http://fich.unl.edu.ar/CISDAV/upload/Ponencias y Posters/Eje02/Lozano_Sarli_Filgueira_etc/LOZANO Degradacion fisica de un suelo bajo siembra directa.pdf

-Manso , ML, GA Studdert, HJ Forján & SM Silvina. 2012. Efecto de sistemas de labranza contrastantes bajo distintos usos previos. Retrieved from http://www.scielo.org.ar/pdf/refca/v44n1/v44n1a08.pdf

- Oesterheld, M. 2008. Impacto de la agricultura sobre los ecosistemas. Fundamentos ecológicos y problemas más relevantes. Ecología Austral 18: 337-346.

- Rollán, AA del C & OA Bachmeier. 2015. Efecto de la siembra directa continua sobre el comportamiento físico funcional de los suelos franco limosos de la region semiarida central de la provincia de Córdoba (Argentina) http://www.scielo.org.mx/pdf/tl/v33n4/2395-8030-tl-33-04-00275.pdf

- Sanzano, GA, RD Corbella, JR García & GS Fadda. 2005. Degradación física y química de un haplustol típico bajo distintos sistemas de manejo de suelo. Cienc Suelo 23 (1): 93-100.

- Schmidt, ES & NM Amiotti. 2015. Conservación en la región pampeana semiarida sur. Cienc Suelo 33(1): 79-88.

- Soracco, CG, LA Lozano, P Gelati, GO Sarli & R Filgueira. 2009. Ansitropía en la porosidad de un suelo Franco-Limoso bajo siembra directa contínua. Revista de la Facultad de Agronomía 107 (1): 11-18.

- Taboada, MA & CR Alvarez. 2008. Root abundance of maize in conventionally tilled and zero tilled soils Argentina. Rev. Bras. Ciênc. Solo 32(2), 769-779.

- Triplett, GB & WA Dick. 2008. No-Tillage Crop Production: A Revolution in Agriculture! Agronomy Journal, 100 (Supplement_3), S-153.

- Zaniboni R. 2015. Efecto de la descompactación subsuperficial y tránsito de maquinarias sobre variables hidrofísicas del suelo y la producción de maíz. Trabajo final de graduación, Facultad de Agronomía y Veterinaria, UNRC, Argentina.

C4P83. ESTUDIO DE LA DINÁMICA DE RESIDUOS VEGETALES EN SISTEMAS AGROPECUARIOS DE LA LLANURA DEPRIMIDA SALINA DE TUCUMÁN

Maza, Marianela[1]; Viruel, Emilce[2] y Banegas, Natalia R.[2,3]

[1]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) - IIACS-CIAP, INTA. Chañar Pozo S/N, Leales (4113), Tucumán, Argentina. [2]Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido. Centro de Investigaciones Agropecuarias (IIACS - CIAP, INTA). Chañar Pozo S/N, Leales (4113), Tucumán, Argentina. [3]Cátedra Edafología. Facultad de Agronomía y Zootecnia. Universidad Nacional de Tucumán. Florentino Ameghino S/N. El Manantial (4105), Tucumán, Argentina.
maza.marianela@inta.gob.ar

RESUMEN

El tipo de vegetación, las condiciones climáticas, la calidad del mantillo así como la cantidad y frecuencia de su deposición, el pastoreo y otras prácticas de manejo y las características de la biota del suelo condicionan los procesos de descomposición y los flujos de nutrientes. Por esto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar la cantidad y dinámica del mantillo depositado en un sistema ganadero pastoril bovino con *Chloris gayana* cv Finecut versus sistemas agrícolas de labranza convencional y siembra directa; tomando como situación de referencia la información obtenida de parcelas de vegetación nativa. Los tratamientos fueron: 1) sistema ganadero pastoril bovino (*Chloris gayana* cv Finecut) con pastoreo rotativo (GR); 2) exclusión de pastoreo (EX); 3) maíz (*Zea mays*) bajo siembra directa (M-SD); 4) maíz bajo labranza convencional (M-LC); 5) vegetación nativa (VN). Se trabajó en parcelas (10x30 m), con un diseño complemente aleatorizado de 3 repeticiones. Para evaluar la dinámica de mantillo se tomaron 3 muestras parcela^{-1} cada 40 días empleando cuadrantes de 0,25 m^2. La deposición del material vegetal se determinó en un área previamente limpia en la que se colocó un cuadrante de 0,25 m^2 y se recolectó el mantillo cada 14 días. Las muestras fueron llevadas a 65°C hasta peso constante. El valor medio más alto de cantidad de mantillo acumulado fue en el periodo comprendido entre diciembre y febrero para todos los tratamientos, con valores de 2.576, 4.241, 7.366, 10.266 y 10.920 kg de MS ha^{-1} para M-LC, M-SD, EX, GR y VN, respectivamente. A partir del pico de acumulación observado en febrero, se evidenció un descenso en los contenidos de mantillo hasta llegar al mínimo valor en mayo, debido al adecuado contenido de humedad (mayor temperatura y precipitaciones), lo cual favorece la actividad microbiana y la consiguiente descomposición del material. Se observaron diferencias significativas entre los tratamientos agrícolas y los pastoriles en las diferentes fechas de muestreo ($p<0,0001$). La mayor acumulación de mantillo se presentó en las parcelas de VN con valores superiores a 9.000 kg de MS ha^{-1}. Como en el caso de la deposición, que para el periodo estival en GR y EX fue de 13 y 11 kg de MS ha^{-1} día^{-1}, respectivamente mientras que para VN este valor se calculó en 63 kg de MS ha^{-1} día^{-1}. Los valores de MS ha^{-1} se incrementaron durante los 4 meses posteriores a la cosecha, correspondiente al periodo comprendido entre los meses de junio y octubre (2.273, 3.930, 7.620, 7.938 y 11.117 kg de MS ha^{-1} en M-LC, M-SD, EX, GR y VN, respectivamente). La deposición disminuyó en la VN y EX durante la estación seca y fría, sin embargo, se incrementó en el caso de GR (29 kg de MS ha^{-1} día^{-1}) y los tratamientos agrícolas debido a la etapa del ciclo del cultivo. La mayor acumulación de mantillo se presentó en las parcelas implantadas con pasturas y VN lo que se relaciona con una mayor deposición y menor tasa de descomposición debido probablemente a la composición química del tipo de residuo.

Palabras clave: residuos, sistemas agropecuarios, ciclado de nutrientes

C4P84. CAMBIO DE USO DE SUELO: ESTUDIO DE LA RELACIÓN ENTRE INDICADORES BIOLÓGICOS Y BIOQUÍMICOS

Maza, Marianela[1]; Viruel, Emilce[2] y Banegas, Natalia R.[2,3]

[1]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) - IIACS-CIAP, INTA. Chañar Pozo S/N, Leales (4113), Tucumán, Argentina. [2]Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido. Centro de Investigaciones Agropecuarias (IIACS - CIAP, INTA). Chañar Pozo S/N, Leales (4113), Tucumán, Argentina. [3]Cátedra Edafología. Facultad de Agronomía y Zootecnia. Universidad Nacional de Tucumán. Florentino Ameghino S/N. El Manantial (4105), Tucumán, Argentina.
maza.marianela@inta.gob.ar

RESUMEN

El avance de la agricultura sobre zonas ganaderas y/o forestales, y su impacto en la calidad de suelo es un tema de interés político, social y ambiental en la región NOA. Los parámetros biológicos y bioquímicos tienden a reaccionar de manera más rápida y sensible a los cambios producidos por el manejo, por lo tanto podrían constituir una señal temprana y sensible. Estos indicadores guardan entre sí una estrecha interrelación y dependencia, lo que determina que el comportamiento de uno pueda inferir en la dinámica del otro. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la transformación de un sistema ganadero pastoril bovino a sistemas agrícolas por labranza convencional (LC) y siembra directa (SD) mediante la relación entre los indicadores biológicos (respiración edáfica y actividad enzimática) e indicadores bioquímicos (carbono orgánico y carbono orgánico particulado). El trabajo experimental se realizó en el IIACS-CIAP (INTA) localizado en Leales, Tucumán, Argentina. El suelo en estudio es Haplustol fluvacuéntico de textura franca. Se determinó carbono orgánico (CO) y particulado (COPa), respiración edáfica (RE) y actividad enzimática (FDA) en tres profundidades (0-5, 5-20 y 20-40 cm) durante tres años consecutivos (2015, 2016 y 2017). Los tratamientos evaluados fueron: 1) pastoril bovino con *Chloris gayana* cv Finecut (GR); 2) caupi (*Vigna unguiculata*) bajo siembra directa (C-SD); 3) caupi bajo labranza convencional (C-LC); 4) maíz (*Zea mays*) bajo siembra directa (M-SD) y 5) maíz bajo labranza convencional (M-LC). El diseño experimental fue completamente aleatorizado con 3 repeticiones. Se calcularon los coeficientes de correlación de Pearson (r) entre RE y FDA con el CO y el COPa. No se observaron diferencias significativas en CO y COPa entre los tratamientos a las diferentes profundidades evaluadas. En todas las profundidades, se observó mayor actividad enzimática y RE en los tratamientos GR y LC que en SD. Se hallaron asociaciones positivas significativas entre actividad enzimática y COT (en GR: r=0,60, p=0,0009; C-LC: r=0,61, p<0,0001; M-LC: r=0,48, p=0,0112; C-SD: r=0,75, p<0,0001; M-SD: r=0,56, p=0,0023) y COPa (en GR: r=0,74, p<0,0001; C-LC: r=0,45, p<0,0001; M-LC: r=0,28, p<0,0001; C-SD: r=0,68, p<0,0001; M-SD: r=0,59, p=0,0012). En el caso de la RE, se encontró correlación positiva con COT, no evidenciándose igual asociación con COPa (en GR: r=0,38, p=0,1003; C-LC: r=0,31, p=0,1688; M-LC: r=0,19, p=0,3992; C-SD: r=0,47, p=0,0313; M-SD: r=0,31, p=0,1784). El impacto de la transformación de sistemas ganaderos a sistemas agrícolas fue rápidamente evidenciado por los indicadores biológicos; a su vez éstos estuvieron positivamente relacionados con el COT, pero no se observó una relación de FDA y RE con la fracción lábil del CO, a pesar de que la misma constituye el sustrato para la actividad microbiana.

Palabras clave: actividad enzimática, calidad del suelo, carbono orgánico total

C4P85. EVOLUCIÓN DEL AGUA ÚTIL DE UN SUELO MOLISOL CON DIFERENTES CULTIVOS DE COBERTURA INVERNALES

Melgares, Emanuel[1]; Wingeyer, Ana B.[2]; Ozust, José D.[1]; Eclesia, Roxana P.[2] & Ocaranza Bianca[1]

[1]Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos. Ruta Pcial. 11 Km. 10.5, 3101 Oro Verde, Entre Ríos. Argentina.
[2]EEA Paraná – Ruta Pcial 11 km 12,5; 3101 Oro Verde, Entre Ríos, Argentina
melgaresemanuel@gmail.com

RESUMEN

El uso de cultivos de cobertura (CC) podría mejorar entre otras propiedades del suelo, la captura de agua de lluvia en comparación con los barbechos largos encontrados en los sistemas de monocultivo de soja, contribuyendo a la adaptación al incremento en la intensidad de lluvias primaverales asociado al cambio climático. El objetivo de este trabajo fue realizar el seguimiento del balance de agua en el suelo de diferentes cultivos de cobertura invernal y barbecho antes del cultivo de soja. En este trabajo se calcularon los balances hídricos para distintas situaciones de CC en secuencia con soja en la campaña 17/18. Se realizaron mediciones de disponibilidad de agua hasta 100 cm entre junio y diciembre de 2017. Los cultivos de cobertura de avena y raigrás tuvieron un mayor consumo de agua durante los meses de estudio mientras que las leguminosas obtuvieron un consumo menor en relación al testigo (barbecho). La extracción de agua por raigrás y avena se manifestó en los primeros 30 cm de suelos entre Julio y Octubre. Por debajo de los 30 cm la extracción de agua fue similar entre cultivos de cobertura hasta Agosto. Luego de la terminación de los cultivos de cobertura el 10 de octubre, las lluvias permitieron la recarga del perfil, excepto para raigrás que presentó menor contenido hídrico en los primeros 15 cm hasta luego de la emergencia del cultivo de soja. Los resultados preliminares sugieren que el uso de los CC, en especial gramíneas, favorecería la captura del agua de lluvia primaveral reduciendo la escorrentía.

Palabras clave: balance de agua, cultivos de cobertura.

INTRODUCCIÓN

Las proyecciones del clima a futuro prevén mayor frecuencia de eventos extremos, en particular lluvias intensas, para la región húmeda (Buenos Aires, Entre Ríos, Santa Fe, Corrientes y Misiones) (CIMA, 2015). Estos escenarios comprometerían la producción de alimentos y fibras en la región, así como el control de la escorrentía y la erosión hídrica, y la mitigación de gases de efecto invernadero de los sistemas agropecuarios (CIMA, 2015).

El suelo a través de la capacidad de infiltración y almacenaje de agua puede moderar el impacto del clima sobre los ecosistemas. La infiltración y almacenaje de agua en el suelo es determinada por las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, su posición en el paisaje y la actividad humana (Gliessman, 2002). Para suelos molisoles y vertisoles característicos de las áreas agrícolas de Entre Ríos, se ha observado una reducción de la estabilidad estructural, la porosidad y el contenido de materia orgánica del horizonte superficial asociados al uso agrícola (Novelli *et al.*, 2011; 2013; Wilson & Paz-Ferreiro, 2012), así como un incremento en el coeficiente de escurrimiento especialmente bajo monocultivo de soja (Sasal *et al.*, 2010). El incremento en la intensidad de uso del suelo por los cultivos mediante la inclusión de cultivos invernales/cultivos de cobertura en la rotación favorece la acumulación de residuos en superficie, el secuestro de carbono en el suelo y la formación de agregados de mayor tamaño (>0.250 mm), así como la reducción del escurrimiento superficial (Sasal *et al.*, 2010; Novelli *et al.*, 2013; Duval *et al.*, 2015).

Los cultivos realizan cambios en el ciclo debido a que disminuyen la evaporación del suelo, la consumen para sus procesos metabólicos y la transpiran durante el ciclo de vida, estos procesos hacen que la oferta de agua en el suelo varíe, permitiendo capturar agua de lluvia y reducir la escorrentía. El monitoreo del contenido de agua del suelo permite estimar el balance de agua, evaluar la respuesta de los cultivos al estrés hídrico, realizar riego complementarios, y calcular la eficiencia de uso de agua y balance de agua (Wingeyer *et al.*, 2014). El objetivo de este trabajo fue realizar el seguimiento del agua útil en el suelo de diferentes cultivos de cobertura invernal y barbecho antes del cultivo de soja.

MATERIALES Y MÉTODOS

Experimento

El seguimiento del balance de agua se realizó sobre los cultivos de cobertura con manejo para uso forrajero pertenecientes a la estación de INTA Paraná ubicada en la provincia de Entre Ríos. El ensayo fue sembrado sobre un suelo argiudol acuico perteneciente a la serie Tezanos Pinto. Los tratamientos fueron avena (*Avena sativa* L.), nabo (*Raphanus sativus* L.), raigrás (*Lolium multiflorum* Lam.), trébol persa (*Trifolium resupinatum* L.), y el barbecho (Br) considerado como testigo. La siembra de los mismos se efectuó el 05/05/17, luego de ésta se realizaron 3 aplicaciones para el manejo de malezas y fertilización. El 06/05/17 se realizó una aplicación de glifosato para el control de malezas sobre la superficie, el 30/06/17 se pulverizaron las parcelas para controlar a *Bowlesia incana* y el 05/07/17 se fertilizó con urea a razón de 50 kg/ha. La terminación del cultivo de cobertura se realizó el día 10/10/17 para poder llevar a cabo la siembra de la soja (*Glicine max* (L.) Merr.), ésta se realizó el 13/11/17. El tratamiento de raigrás y de trébol persa requirió una segunda aplicación de herbicidas para terminar el cultivo (25/10).

Mediciones y Análisis

Los datos de lluvias y evapotranspiración potencial (ETP) se obtuvieron del Observatorio Agrometeorlógico de la EEA Paraná. Las mediciones de humedad del suelo se realizaron con la utilización de una sonda de neutrones ((Troxler, mod. 4300; Troxler Electronic Laboratories Inc., Research Triangle Park, NC, USA, con una periodicidad entre 7-14 días aproximadamente, comenzando el 7/6/14. Las evaluaciones se realizaron en las 4 repeticiones (bloques) por tratamiento, a 5 profundidades distintas: 0-15 cm, 15-30 cm, 30-60 cm, 60-80 cm y 80-100 cm. Para convertir los valores obtenidos a partir de la sonda de neutrones a humedad volumétrica se utilizaron las ecuaciones de regresión para las distintas profundidades de estos suelos provistas por la Ing. Agr. Susana Albarenque; y se utilizaron los datos de densidad aparente medidos por Picotti (2010) y el punto de marchitez permanente (PMP) reportado de Ozust (2010). El nivel de agua útil se reporta para las profundidades de 0-15, 15-30 y 30-100 cm. Para cada momento de medición se realizó un análisis de varianza por profundidad (α=0,05) para comparar el nivel de agua útil entre tratamientos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las precipitaciones mensuales y ETP se muestran en la Tabla 1. Lluvias mayores a 23 mm por día causan escurrimiento y potencial pérdida de suelo por erosión (Sasal 2012). Entre junio y diciembre se registraron 6 días con lluvias potencialmente erosivas: 29/8 (32 mm), 10/9 (44 mm), 17 y 18/10 (27 y 36 mm, respectivamente), 2/11 (49 mm) y 17/12 (30 mm).

Tabla 1: Precipitaciones mensuales acumuladas, promedio histórico mensual y evapotranspiración potencial acumulada.

Mes	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre
Lluvias mm 2017	20,6	21,3	80,2	85,1	99,1	82,2	78,4
Lluvias mm 1934-2016	33	37	32	69	125	112	110
ETP mm 2017	53,6	58,4	68,8	83,4	118,9	171,7	176,9

La evolución del agua útil para las distintas profundidades se presenta en la Figura 1. La mayor variabilidad entre los tratamientos ocurrió en los primeros 15 cm del suelo (Figura 1a). Las diferencias entre tratamientos disminuyen a los 15-30 cm de profundidad (Figura 1b) y son aún menores entre los 30-100 cm de profundidad (Figura 1c). Para 0-15 cm en la única fecha en la que no se encontraron diferencias significativas estadísticamente en agua útil fue para el 24 de agosto ($p= 0,0914$). En general hasta el momento del secado, las gramíneas avena y raigrás son las que presentaron un mayor consumo de agua con respecto al barbecho considerado como testigo, en cambio las leguminosas se encontraron por

encima del mismo sugiriendo menor consumo de agua. El raigrás presentó mayor consumo llegando a obtener en las fechas 7/7 y 26/8 valores inferiores a los 10 mm de agua útil en los primeros 15 cm de suelo.

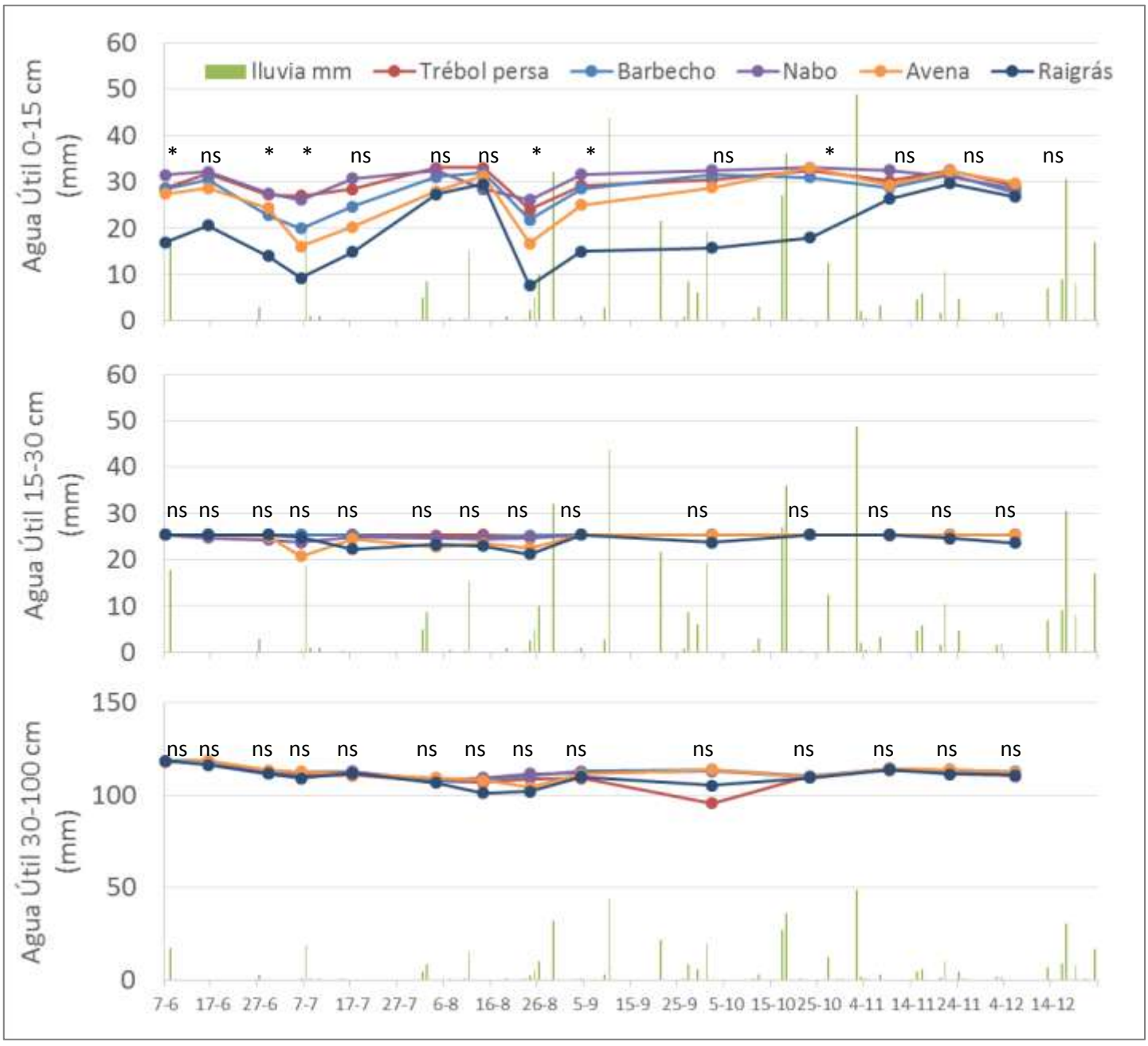


Figura 1: Evolución del agua útil del suelo entre tratamientos de cultivo de cobertura y precipitación diaria. a) 0-15 cm de profundidad; b) 15-30 cm de profundidad; c) 30-100 cm de profundidad. ns diferencia entre tratamientos no significativa. * diferencia entre tratamientos significativa.

Entre los 15 y 30 cm de profundidad, el contenido de agua útil varió entre 23 y 25 mm durante todos los meses para el trébol persa y el nabo, también observamos que tanto la avena como el raigrás poseen un valor por debajo del testigo en julio y agosto. Sin embargo las lluvias de mediados de Octubre a principios de Noviembre contribuyeron a reducir las diferencias en agua útil para el cultivo de soja Para la profundidad de 30-100 cm hay una leve reducción en el contenido de agua útil desde junio a principios de agosto, sin diferencias entre tratamientos. Durante agosto se observa un mayor consumo de agua en raigrás y avena, pero las diferencias se diluyen con las lluvias de fines de agosto. El mayor consumo de trébol persa luego del secado de los cultivos se debe a que este cultivo se mantuvo vivo luego de la

terminación de los cultivos de cobertura, requiriendo de una aplicación adicional de herbicida. Similar a la profundidad 15-30 cm, luego de las lluvias de mediados de octubre a principios de noviembre, las diferencias entre tratamientos en agua útil desaparecieron. La evolución del agua útil en el perfil para el raigrás sugiere que un mayor porcentaje de las lluvias a fines de agosto y principios de setiembre fueron capturadas en el perfil del suelo.

CONCLUSIONES

Los resultados preliminares sugieren que los cultivos de cobertura invernales tienen un efecto sobre el agua útil de los primeros 30 cm de profundidad. El trébol persa y el nabo consumieron menos cantidad de agua que el barbecho continuo lo cual permitiría al suelo acumular las lluvias del periodo invernal, pero reduce la capacidad de captura de lluvias primaverales, lo que podría incrementar la escorrentía. El cultivo de raigrás y avena permitirían una mayor captura de agua de lluvia primaveral al reducir el agua útil del suelo. En un año con reducidas precipitaciones durante la primavera como el 2017, el momento efectivo de terminación del cultivo de cobertura es crítico, ya que el nivel de agua útil en el suelo al momento de la siembra de la soja podría comprometer la germinación y emergencia del cultivo de soja con antecesor raigrás.

AGRADECIMIENTOS

A la Facultad de Ciencias Agropecuarias y a la EEA Paraná por el aval para la Comisión de Estudio Orientada. Al técnico Gustavo Maffini por la asistencia para la instalación de los tubos para medir humedad, y al técnico Angel Pioto por la colaboración con las mediciones con la sonda de neutrones. A los proyectos PICT 2015-0383, PNNAT 1128022 (INTA), y ERIOS 1263101 (INTA).

BIBLIOGRAFÍA

- CIMA. 2015. 3ra Comunicación Nacional de Cambio Climático. Disponible en: http://3cn.cima.fcen.uba.ar/
- Duval, M; Capurro, J; Galantini, J & Adriani, J. 2015. Utilizacion de Cultivos de Cobertura en Monocultivo de Soja: Efectos Sobre el Balance Hidrico y Organico. Cienc. Suelo 33(2): 247-261.
- Gliessman, SR. 2002. Agroecología: procesos ecológicos en agricultura sostenible. CATIE.
- Novelli, LE; OP Caviglia & RJM Melchiori. 2011. Impact of soybean cropping frequency on soil carbon storage in Mollisols and Vertisols. Geoderma, 167-168: 254-260.
- Novelli, LE; OP Caviglia; MG Wilson & MC Sasal. 2013. Land use intensity and cropping sequence effects on aggregate stability and C storage in a Vertisol and a Mollisol. Geoderma 195-196: 260–267.
- Ozsust, JD. 2010. Ajuste Metodológico de las Constantes Hídricas para Suelos de Entre Ríos. Universidad Nacional de Entre Ríos. Oro Verde.
- Picotti, R. 2010. Perfiles Hidricos de Suelos de la Provincia de Entre Rios. Su Relacion con la Textura. Universidad Nacional de Entre Rios. Oro Verde
- Sasal, MC; MG Castiglioni & MG Wilson. 2010. Effect of crop sequences on soil properties and runoff on natural rainfall erosion plots under no tillage. Soil & Till. Res. 108: 24-29.
- Wilson, M & J Paz-Ferreiro. 2012. Effects of Soil-Use Intensity on Selected Properties of Mollisols in Entre Ríos, Argentina. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 43: 71–80.
- Wingeyer, AB, HE Echeverría & HR Sainz Rozas. 2014. Growth and yield of irrigated and rainfed soybeans with late nitrogen fertilization. Agronomy Journal, 106: 567-576.

C4P86. ESTIMACIÓN DE CAPACIDAD DE CAMPO Y PUNTO DE MARCHITEZ PERMENETE EN SUELO MOLISOL CON DISTINTOS CULTIVOS DE COBERTURA

Melgares, Emanuel[1]; Ocaranza, Bianca[1]; Ozust, José D.[1]; Wingeyer, Ana B.[2] y Gabioud, E.[2]

[1]Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos. Ruta Pcial. 11 Km. 10.5, 3101 Oro Verde, Entre Ríos. Argentina.
[2]EEA Paraná – Ruta Pcial 11 km 12,5; 3101 Oro Verde, Entre Ríos, Argentina.
melgaresemanuel@gmail.com

RESUMEN

El rango de agua útil del suelo podría variar en función de la rotación de cultivos ya que ésta afecta el aporte de carbono de las plantas y la estructura del suelo. El objetivo del trabajo fue cuantificar la capacidad de campo (CC) y el punto de marchitez permanente (PMP) y calcular el agua útil (AU) en distintas situaciones de cultivos de cobertura en rotación con soja. Se tomaron muestras de suelo de 0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm y 80-100 cm de profundidad en cuatro tratamientos de cobertura invernal: Avena, Raigrás, Trébol persa y testigo (barbecho). Se determinó el contenido de agua a CC (33kPa) para todas las profundidades y tratamientos y el contenido de agua en PMP (1500 kPa) para todas las profundidades del tratamiento testigo con ollas de Richards. El contenido de agua a CC y PMP se incrementó entre los 20 y 80 cm comparado con las profundidades 0-20 y 80-100 cm. El contenido de agua a CC se incrementó en el orden Avena < Raigrás ≤ Trébol persa ≤ Barbecho. Los resultados preliminares sugieren que luego de 4 años de introducción de los cultivos de cobertura invernales no se evidencia una mejora en la acumulación de agua útil del suelo.

Palabras clave: agua útil, capacidad de campo, punto de marchitez permanente

INTRODUCCIÓN

La distribución y estabilidad de los poros y estructura del suelo, contribuye a determinar el contenido de agua útil en el suelo, especialmente actuando en la CC. Para suelos molisoles y vertisoles característicos de las áreas agrícolas de Entre Ríos, se ha observado una reducción de la estabilidad estructural, la porosidad y el contenido de materia orgánica del horizonte superficial asociados al uso agrícola (Novelli *et al.*, 2011; 2013; Wilson & Paz-Ferreiro, 2012), esta degradación de la capacidad de almacenaje de agua también se ha observado para la región pampeana (Wingeyer *et al.*, 2015). El incremento en la intensidad de uso del suelo por los cultivos mediante la inclusión de cultivos invernales/cultivos de cobertura en la rotación favorece la acumulación de residuos en superficie, el secuestro de carbono en el suelo y la formación de agregados de mayor tamaño (>0.250 mm) (Novelli *et al.*, 2013). Esto podría resultar en un incremento en la capacidad de almacenaje de agua útil en el suelo. El objetivo de este trabajo fue cuantificar las constantes hídricas (CC y PMP) de un suelo molisol bajo diferentes rotaciones de cultivo de cobertura/soja.

MATERIALES Y MÉTODOS

Experimento

La evaluación de la CC y PMP se realizó sobre un ensayo de cultivos de cobertura con manejo para uso forrajero en rotación con soja pertenecientes a la estación de INTA Paraná ubicada en la provincia de Entre Ríos (31°49'S; 60°32'O). El ensayo fue sembrado sobre un suelo argiudol acuico perteneciente a la serie Tezanos Pinto. Los tratamientos fueron Avena (*Avena sativa* L.), Nabo (*Raphanus sativus* L.), Raigrás (*Lolium multiflorum* Lam.), Trébol persa (*Trifolium resupinatum* L.), y el barbecho (Br) considerado como testigo. El ensayo fue iniciado en otoño de 2013, y al momento de muestreo en invierno 2017 contó con 4 campañas completas de la rotación cobertura invernal/soja.

Determinaciones y Análisis

Se tomaron muestras de suelos de los 4 bloques del ensayo para cada tratamiento en 5 profundidades: 0 - 20 cm, 20 - 40 cm, 40 - 60 cm, 60 - 80 cm y 80 - 100 cm. Una vez extraídas las muestras fueron llevadas al laboratorio para su acondicionamiento, este consistió en el secado a estufa a 105°C por 48 hs, molienda y tamización por 2 mm. La determinación de las constantes hídricas se realizó en ollas de Richards siguiendo las modificaciones propuestas por

Ozust (2010). Posteriormente, se seleccionaron agregados entre 1-2 mm, que se colocaron sobre un papel de filtro de alta porosidad como base y dentro de un anillo metálico sobre la placa de las ollas. Las muestras se humedecieron por capilaridad hasta saturación (aproximadamente dos horas) y luego se procedió a cerrar las ollas y aplicar presión para determinar las constantes. Para obtener la capacidad de campo se utilizó una presión de 33 kPa y la permanencia dentro de las ollas fue de 3 días, el momento en el cual se determinó que las muestras habían llegado a la capacidad de campo fue cuando la olla dejó de liberar agua por el capilar. Para obtener el punto de marchitez permanente la presión utilizada fue de 1.500 kPa y la permanencia dentro de las ollas fue de 8 días. Para el cálculo de las constantes se tomó el peso de las muestras sobre placas de aluminio de peso conocido luego de extraerlas de las ollas (Peso húmedo). A continuación fueron llevadas a estufa a 105°C por 48 hs, se volvieron a pesar las muestras para obtener el peso seco de las muestras y poder calcular las constantes.

El contenido de CC se determinó para todos los tratamientos, en cambio el PMP se determinó solamente para el barbecho y se asumió que los demás tratamientos poseen el mismo valor, ya que el contenido de agua a PMP varía principalmente con la textura del suelo (Cassel & Nielsen, 1986). El contenido de humedad volumétrica para cada constante se calculó utilizando los valores de densidad aparente reportados por Picotti (2010) para las diferentes profundidades de este suelo. Se realizó un análisis de varianza (α=0,05) para determinar el efecto sobre CC y agua útil de los tratamientos. El diseño fue de bloques completos al azar con 4 repeticiones, 4 tratamientos y 5 profundidades. Cuando el efecto fue significativo se utilizó el test LSD para la separación de medias.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El contenido de agua a capacidad de campo se incrementó con la profundidad (Tabla 1). Respecto a los tratamientos, el contenido de agua a CC se incrementó en el orden Avena < Raigrás ≤ Trébol persa ≤ Barbecho (Tabla 1). Girard (2017) determinó que en los primeros cm de profundidad los tratamientos con cultivos de cobertura invernal cuentan con más biomasa radicular y carbono orgánico del suelo, lo que podría influenciar en forma positiva la estructura del suelo, favoreciendo la capacidad para retener agua en comparación a un suelo descubierto como lo es el barbecho. Los resultados de laboratorio para los primeros 20 cm de suelo, sugieren que sólo en el caso de Trébol persa podría estar mejorándose la capacidad de almacenar agua a capacidad de campo.

Tabla 1: Humedad gravimétrica (g g^{-1}) a capacidad de campo (33 kPa). Medias entre profundidades seguidas de la misma letra mayúscula no son significativamente diferentes (p > 0,05). Medias entre tratamientos seguidas de la misma letra minúscula no son significativamente diferentes (p > 0,05).

	Cobertura invernal				
Profundidad cm	Raigrás	Barbecho	Trébol persa	Avena	Medias por profundidad
0-20	0,33	0,35	0,36	0,32	0,34 A
20-40	0,38	0,41	0,40	0,34	0,38 B
40-60	0,38	0,44	0,41	0,36	0,39 B
60-80	0,39	0,44	0,39	0,37	0,40 B
80-100	0,39	0,40	0,40	0,38	0,39 B
Medias de tratamiento	0,37 b	0,41 c	0,39 bc	0,35 a	

El contenido hídrico a punto de marchitez permanente del tratamiento testigo no presentó diferencias entre profundidades. Los valores determinados fueron 0,27 g g^{-1} para las profundidades 0-20 cm y 60-80 cm; y 0,28 g g^{-1} para las profundidades 20-40 cm, 40-60 cm y 80-100 cm, respectivamente.

El contenido de agua útil en el perfil del suelo fue similar entre tratamientos para los primeros 20 cm de suelo (Figura 1). El contenido de agua útil acumulada para las profundidades de 0-40 a 0-100 presentó diferencias entre tratamientos. Para 0-40, 0-60 y 0-80 cm el agua útil acumulada bajo Avena fue similar a Raigrás pero menor que Trébol persa y Barbecho. Para la profundidad de 0-100, el agua útil acumulada bajo Avena y Raigrás fue menor que Barbecho.

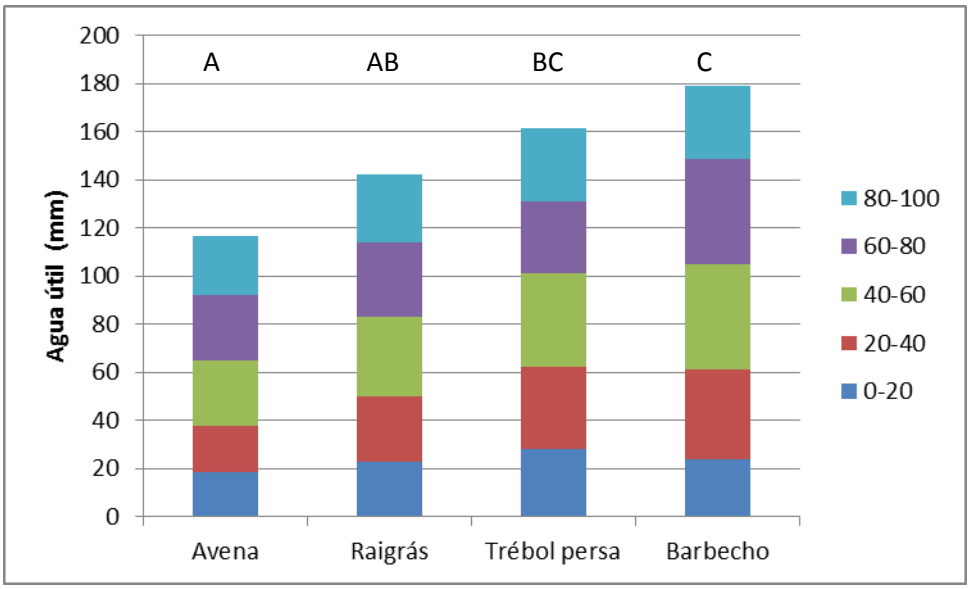


Figura 1: Estimación de agua útil acumulada por estrato de profundidad de suelo para cada tratamiento de cultivo de cobertura. Medias seguidas de la misma letra para la profundidad 0-100 cm no son significativamente diferentes.

CONCLUSIONES

Los resultados preliminares sugieren que luego de 4 años de introducción de los cultivos de cobertura invernales no se evidencia una mejora en la acumulación de agua útil del suelo.

La determinación de la densidad aparentente en los distintos bloques de los tratamientos podría generar variaciones en los resultados obtenidos pero dichas mediciones no fueron realizadas hasta el día de la fecha.

AGRADECIMIENTOS

A la Facultad de Ciencias Agropecuarias y a la EEA Paraná por el aval para la Comisión de Estudio Orientada. Al técnico Gustavo Maffini por la asistencia para la toma de muestras. A los proyectos PICT 2015-0383, PNNAT 1128022 (INTA), y ERIOS 1263101 (INTA).

BIBLIOGRAFÍA

- Cassel, DK & DR Nielsen. 1986. Field capacity and available water capacity. En Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods. (Ed. A Klute) pp. 901-926. Am. Soc. Agr. and Soil Sci. Soc. Am. Madison, WI.
- Duval, M; J Capurro; J Galantini & J Adriani. 2015. Utilizacion de Cultivos de Cobertura en Monocultivo de Soja: Efectos Sobre el Balance Hidrico y Organico. Cienc. Suelo 33(2): 247-261
- Girard, R. 2017. Efecto de cultivos de cobertura con diferentes manejos de corte sobre distintas fracciones del C de suelo. Tesis de grado. Universidad Nacional de Entre Ríos, Oro Verde, Entre Ríos Argentina
- Ozsust, J. 2010. Ajuste Metodológico de las Constantes Hídricas para Suelos de Entre Ríos. Tesis de grado. Universidad Nacional de Entre Ríos. Oro Verde.
- Picotti, R. 2010. Perfiles Hidricos de Suelos de la Provincia de Entre Rios. Su Relacion con la Textura. Tesis de grado. Universidad Nacional de Entre Rios. Oro Verde
- Wingeyer, AB, T Amado, M Perez Bidegain, G Studdert, C Perdomo Varela & F Garcia. 2015. Increasing Agricultural Production Impact on Soil Quality in Argentina, Bolivia, Southern Brazil, Paraguay and Uruguay: A Review. Sustainability 7: 2213-2242.

C4P87. LA DIVERSIFICACIÓN DE LA ROTACIÓN DE CULTIVOS ACOPLA LOS CICLOS DE LOS ELEMENTOS MAYORES DEL SUELO

Milesi Delaye, Luis Antonio; Andriulo, Adrián Enrique; Wilson, Marcelo Germán y Ferraro, Diego Omar.

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Experimental Pergamino. Ruta 32 km 4,5. Pergamino. Argentina. milesi.luis@inta.gob.ar

RESUMEN

La simplificación de los sistemas de cultivos ocurrida en la Pampa ondulada desacopló el ciclo del carbono de los elementos mayores del suelo. Su acoplamiento permitiría lograr sistemas de cultivos menos dependientes de insumos, más resilientes y reducir impactos sobre ecosistemas adyacentes. Pautas de manejo que promuevan la perennización, la diversificación de las rotaciones y la incorporación de leguminosas y de cultivos de cobertura son las medidas de mayor impacto, mientras que las de menor impacto son las técnicas eco-eficientes. Con respecto a la diversificación de las rotaciones, la cantidad y calidad de la biomasa producida, el sistema radicular, la cinética de crecimiento y de acumulación de nutrientes de las diferentes coberturas vegetales generan diversas interacciones con el suelo que se corresponden con cambios en la diversidad de la estructura microbiana que favorecen la sincronización de los ciclos de los elementos mayores en el suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de tres sistemas de producción agrícola bajo siembra directa sobre las reservas de carbono y nitrógeno orgánico del suelo (COS y NOS, respectivamente) y de fósforo y azufre total (Pt y St, respectivamente) luego de 9 años y en relación a su punto de inicio. Los sistemas evaluados se diferencian por la estrategia de producción de granos, el manejo de los cultivos y por la diversidad de cultivos: 1) monocultivo de soja (SS) sin fertilización, sin manejo integrado de plagas y paquete reducido de herbicidas; 2) rotación soja-trigo/soja 2da-maíz (Rot) y 3) producción de cultivos con precio diferencial (Sp), ambos con reposición de macronutrientes según balances y manejo integrado de plagas. SS, Rot y Sp tuvieron 1, 3 y 7 cultivos diferentes en nueve años, respectivamente, y un índice de ocupación de la tierra de 0,4, 0,56 y 0,45, respectivamente. El aporte medio anual de carbono (C) mostró diferencias estadísticas entre sistemas de producción, siendo de 3,6, 4,5 y 5,5 Mg C ha^{-1} para SS, Sp y Rot, respectivamente. Al año 9, Rot y Sp presentaron mayores reservas de COS y NOS que SS. Sin embargo, Sp mostró secuestro de COS y NOS con respecto al origen, Rot tendencia en el secuestro de COS ($p=0.09$) y SS perdió NOS. Además, Sp y SS presentaron mayores reservas de St que Rot al año 9 ($p=0.09$) y Sp fue el único que se diferenció con respecto al origen. Los sistemas no mostraron diferencias entre sí ni con respecto al inicio para Pt. Las reservas finales de COS, NOS y St en Rot y Sp no estuvieron asociadas al aporte anual de C, nitrógeno y azufre, la cual fue un 22, 40 y 72% mayor en Rot, respectivamente, considerando el aporte mineral N y S. A pesar que estos dos sistemas presentaron una intensificación similar y un manejo de la nutrición "eco-eficiente", la diversidad de cultivos mostró una mayor capacidad de acoplar el ciclo de C con los de nitrógeno y azufre debido, posiblemente, a la generación de múltiples y beneficiosas interacciones suelo-planta.

Palabras clave: diversificación, ciclo biogeoquímico de los elementos, sustentabilidad.

C4P88. CULTIVO DE COBERTURA VICIA VILLOSA (ROTH.)-MAIZ TARDÍO: AGUA Y NITRÓGENO. CAMPAÑAS 2015/2016 Y 2016/2017

Miranda, Walter R; Barraco, Mirian y Girón, Paula.

EEA INTA General Villegas. San Martín 26. (6230) General Villegas, Argentina. e-mail: miranda.walter@inta.gob.ar

RESUMEN

Uno de los inconvenientes para la utilización de leguminosas como cultivos de cobertura (CC) es la falta de información técnica entre las cuales se encuentra la densidad de siembra (de alto impacto en el costo de implantación) y su efecto sobre la producción de biomasa aérea, dinámica de agua, y aporte de nitrógeno (N). El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de diferentes densidades de siembra del cultivo de Vicia villosa (Roth) sobre su producción de biomasa, el aporte de N, eficiencia de uso de agua (EUA) y rendimiento de maíz tardío en dos campañas agrícolas contrastantes. Durante las campañas 2015/2016 y 2016/2017 se sembraron dos experimentos, en la EEA INTA General Villegas, con los siguientes tratamientos: 1=10 semillas m^{-2}; 2=20 semillas m^{-2}; 3=30 semillas m^{-2}; 4=40 semillas m^{-2} y 5=50 semillas m^{-2}. Se evaluó la biomasa en diferentes momentos, contenido de N en biomasa, descomposición de rastrojo, N liberado, uso consuntivo (UC) y EUA en vicia y rendimiento de maíz tardío. La campaña 2016/2017 fue más cálida y llovieron 200 mm más que en la anterior durante el ciclo del cultivo de vicia. La producción de biomasa al momento de secado varió entre 4200 y 6200 kg ha^{-1}. La densidad óptima productiva fue de 43 pl m^{-2}. La concentración de N en biomasa estuvo alrededor de 2%. Sin embargo, el contenido de N (kg ha^{-1}) tuvo una estrecha correlación con la biomasa generada. La descomposición de rastrojo y el % de N liberado fue similar entre tratamientos. El UC de vicia fue de 300 mm sin diferencias entre densidades de siembra. Sin embargo, se encontraron diferencias en EUA mostraron una respuesta similar a la biomasa generada. El rendimiento de maíz tardío fue similar para las diferentes densidades de siembra de vicia evaluadas.

Palabras clave: leguminosas, uso consuntivo, EUA

INTRODUCCIÓN

En el Partido de General Villegas (Pcia de Bs. As.) la superficie de maíz ocupa un 22% de área de cultivos agrícolas (promedio 2009-2016, Fuente: http://datos.gba.gob.ar/). A partir de la campaña 2011/2012 donde el rinde promedio de maíz sembrado en fecha temprana fue de 3190 kg ha^{-1} adquirió más importancia y comenzó a crecer en superficie el maíz tardío. Este último, si bien presenta un menor potencial de rendimiento, posee mayor estabilidad productiva y menores costos de producción dado que se utilizan menores densidades y menor nivel de fertilización comparado con maíz temprano (Miranda *et al*., 2012). Respecto a esto último existen tecnologías alternativas que podrían suplir las necesidades nutricionales del cultivo. Las leguminosas invernales utilizadas como CC presentan la capacidad de retener nitrógeno (N) en su biomasa obtenido en parte por fijación biológica del N atmosférico y podrían contribuir con parte del N requerido en un cultivo de maíz tardío (Ruffo & Bollero, 2003). Además de los múltiples beneficios que tienen los CC sobre la eficiencia de captura y uso de agua, control de erosión hídrica y eólica, descompactación, ciclado de nutrientes, competencia con malezas, etc. (Baigorria *et al*., 2013; Quiroga *et al*., 2007). Sin embargo, la inclusión de estos cultivos agrega una herramienta más a considerar y manejar en los sistemas productivos agrícolas, e implica costos adicionales (siembra, semilla y fertilización). Dentro de las vicias, la Vicia villosa (Roth) es una de la especies más interesantes para utilizar como cultivo antecesor de maíz tardío por su alto contenido N en biomasa (Renzi, 2009). Uno de los posibles inconvenientes para la utilización de leguminosas como CC es la falta de información técnica entre las cuales se encuentra la densidad de siembra (de alto impacto en el costo de implantación del CC) y su efecto sobre la producción de biomasa aérea, consumo de agua, aporte de N y rendimiento de maíz tardío.

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del cultivo de Vicia villosa en diferentes densidades de siembra sobre su producción de biomasa, el aporte en N, eficiencia de uso de agua y rendimiento de maíz tardío en dos campañas agrícolas contrastantes.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio fue conducido en el campo experimental de la EEA General Villegas (34º51,4´42,8´´ S; 62º46,9´9,86´´ O) durante las campañas 2015/2016 y 2016/2017 sobre un suelo clasificado taxonómicamente como Hapludol Típico.

Los ensayos se implantaron el 20/04/2015 y el 28/4/2016 sobre rastrojo de soja de primera. La vicia fue sembrada con una máquina experimental neumática de 7 surcos distanciados a 0,2 m. La unidad experimental estuvo compuesta por 7 surcos y 15 m de largo durante la primera campaña y 14 surcos y 20 m de largo durante la segunda.

Los tratamientos evaluados fueron:

1=10 semillas m^{-2}

2=20 semillas m^{-2}

3=30 semillas m^{-2}

4=40 semillas m^{-2}

5=50 semillas m^{-2}

El 20/10/2015 y el 25/10/2016 se interrumpió el crecimiento de la vicia con 1,8 l ha^{-1} de glifosato al 66%, 0,5 l ha^{-1} de 2,4 D ester y 0,12 l ha^{-1} de dicamba. En ambas campañas, el 15/1 se logró implantar el cultivo de maíz tardío. Se utilizó en la campaña 2015/2016, el genotipo I-550 (Madurez Relativa 102) de la empresa Illinois con una densidad de 10 pl m^{-2} y en la siguiente campaña el genotipo SYN 875 (Madurez Relativa 123) de la empresa Syngenta con una densidad de 6,5 semillas m^{-2}. A la siembra se hizo un tratamiento de herbicidas con 3 l ha^{-1} de atrazina, 1 l ha^{-1} metolaclor y 1,6 l ha^{-1} glifosato 66%. La cosecha se realizó de manera mecánica en el mes de julio en ambas campañas.

Se evaluó la biomasa aérea de vicia en diferentes momentos (corte 1=19/08/2015 y 24/08/2016, corte 2=30/09/2015 y 27/09/2016 y corte 3 o secado del CC=20/10/2015 y 25/10/2016) mediantes cortes sobre una superficie de 1 m^2. Las muestras se llevaron a peso constante en estufa a 60°C y se expresaron en kg ha^{-1}. Sobre las muestras obtenidas al momento del secado de los CC se determinó el contenido de N mediante la técnica de Kjeldahl. Además en la campaña 2016/2017 se evaluó la materia seca (MS) de rastrojo en suelo y su contenido de N en muestras obtenidas en los tratamientos 1 y 4 a los 45 días posteriores al secado con herbicidas. La cantidad de N en biomasa y rastrojo se expresó en kg ha^{-1} mediante el producto de % N en biomasa y la biomasa producida. En la campaña 2016/17 se calculó el N liberado como el cociente entre el contenido de N en rastrojo (kg ha^{-1}) y el contenido de N en biomasa de vicia al secado (kg ha^{-1}), expresado en porcentaje.

Se determinó el contenido de N-$N0_3^-$ en suelo (0-60 cm) a los 45 días del secado de los CC y la humedad de los suelos a la siembra y secado de los CC y se calculó el agua disponible (AD) con la siguiente ecuación;

AD (mm) = [Hactual (%) – PMP (%)] x DA (g cm^{-3}) x espesor (mm)

Siendo: Hactual la humedad gravimétrica medida, PMP el punto de marchitez permanente y DA la densidad aparente de cada capa de suelo.

Se calculó el uso consuntivo (UC), como la suma del AD siembra y las precipitaciones del ciclo menos el AD al secado y la eficiencia de uso de agua (EUA) mediante el cociente entre la biomasa aérea al secado del CC y el UC.

En madurez fisiológica se determinó el rendimiento de maíz tardío (kg ha^{-1}) mediante la cosecha mecánica de los 2 surcos centrales de la parcela por 5 m lineales de largo.

El diseño estadístico del ensayo fue en bloques completos al azar (DBCA) con tres repeticiones. Los resultados se analizaron mediante ANOVA y diferencias de medias mediante la prueba LSD ($p<0,05$) empleando el programa estadístico InfoStat versión 2014 (Di Rienzo *et al*., 2014).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La campaña 2016/2017 fue más cálida y llovieron aproximadamente 200 mm más que en la anterior durante el ciclo del cultivo de vicia. En el caso de los maíces las precipitaciones fueron similares entre campañas (Tabla 1).

Tabla 6: Precipitaciones (PP) en mm durante el ciclo de los cultivos y totales para las campañas 2015/2016 y 2016/2017.

Campaña	PP Ciclo Vicia	PP Ciclo Maíz	PP Total Ciclo	Tº media ciclo vicia
2015/2016	386	636	1021	8,7
2016/2017	565	701	1266	13,8

El coeficiente de logro de implantación fue de 79% para las dos campañas.

Se registraron diferencias significativas (p<0,05) en biomasa aérea entre tratamientos en cada uno de los momentos de corte en ambas campañas (Figura 1). A medida que avanzó el ciclo se magnificaron las diferencias. En ambas campañas la densidad de siembra más alta (tratamiento 5) disminuyó ligeramente su crecimiento al aproximarse el momento de secado. La respuesta de la biomasa a la densidad de siembra en los primeros cortes podría tener importancia para la competencia con malezas (Mirsky *et al*., 2013). A mayor densidad más rápida cobertura del suelo.

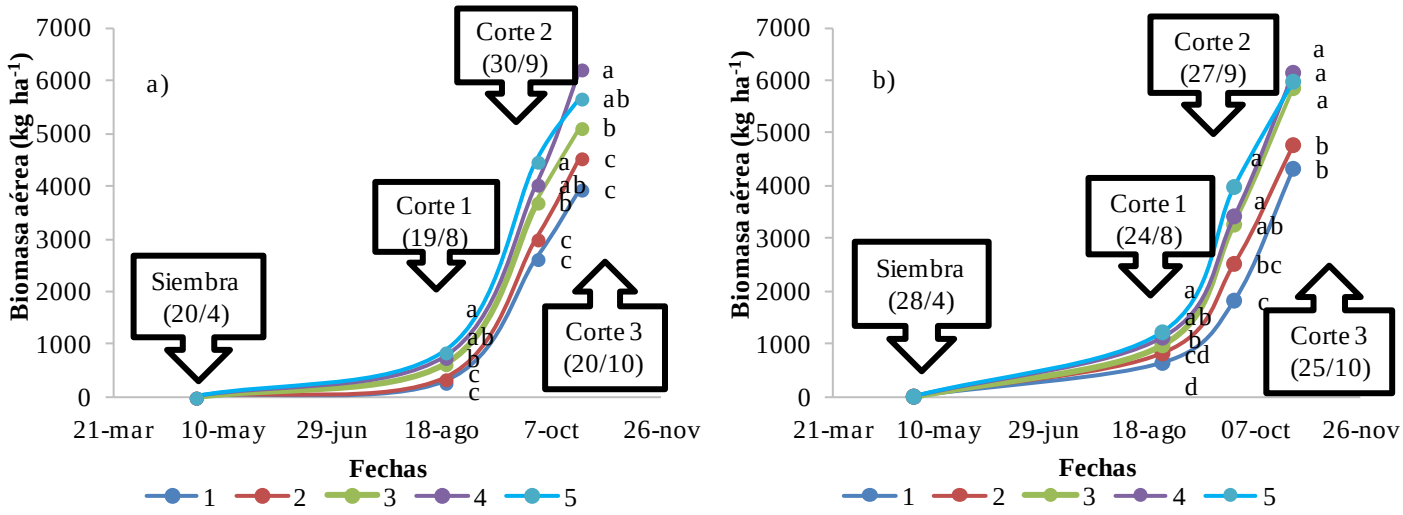


Figura 18: Acumulación de biomasa (kg ha^{-1}) de Vicia villosa durante la campaña 2015/2016 (a) y 2016/2017 (b) para los diferentes tratamientos. Letras diferentes indican diferencias significativas (p<0,05) entre tratamientos en cada momento de muestreo (corte).

En ambas campañas, la producción de biomasa final estuvo entre 4200 y 6200 kg ha^{-1}. En función del análisis de regresión no lineal de ambas campañas en conjunto (p<0,05), se estimó que la densidad a la cual se obtuvo el óptimo productivo de biomasa fue de 43 pl m^{-2} (Figura 2). Sin embargo, en el ANOVA de ambas campañas por separado no se encontraron diferencias significativas (p>0,05) por encima de 36 y 30 pl m^{-2} (campañas 2015/2016 y 2016/2017, respectivamente). Lo encontrado es similar a lo hallado por Baigorria *et al*. (2013) en Marcos Juárez, Argentina, sobre suelos Argiudoles típicos.

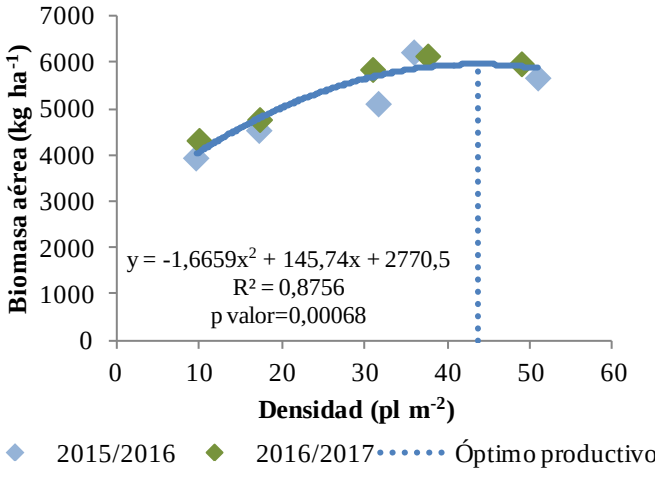


Figura 19: Biomasa aérea (kg ha^{-1}) en función de la densidad logada para las campañas 2015/2016 y 2017/2018. La línea punteada azul indica el óptimo productivo.

No se observaron diferencias significativas (p>0,05) en % de N en biomasa entre los diferentes densidades durante ambas campañas (Figura 3). En promedio, el % de N en biomasa fue de 2 y 2,2 %, para las campañas 2015/2016 y 2016/2017, respectivamente. Mayores precipitaciones y mayores temperaturas durante la segunda campaña (Tabla 1) podrían explicar estas diferencias (Renzi, comunicación personal). En cambio, se registraron diferencias significativas (p<0,05) entre tratamientos en kg ha^{-1} de N en biomasa (Figura 3) en ambas campañas. Por un lado, las diferencias entre

tratamientos se debieron a las diferencias encontradas en producción de biomasa al secado del CC (Figura 2). Las mismas fueron muy similares entre campañas (Figura 2) según los tratamientos. Por otro lado, las diferencias entre campañas en % de N, explicarían las diferencias en kg ha^{-1} de N entre campañas para cada unos de los tratamientos. Es decir, para un mismo tratamiento, con similar producción de biomasa entre campañas, se observó diferencias entre campañas en kg ha^{-1} de N en biomasa. Desde el punto de vista agronómico resulta interesante la posibilidad de suplir el aporte de N de insumos de síntesis química, por el aporte de N que se produce como consecuencia de la descomposición de la biomasa de vicia generada en un período donde no compitió con cultivos de grano.

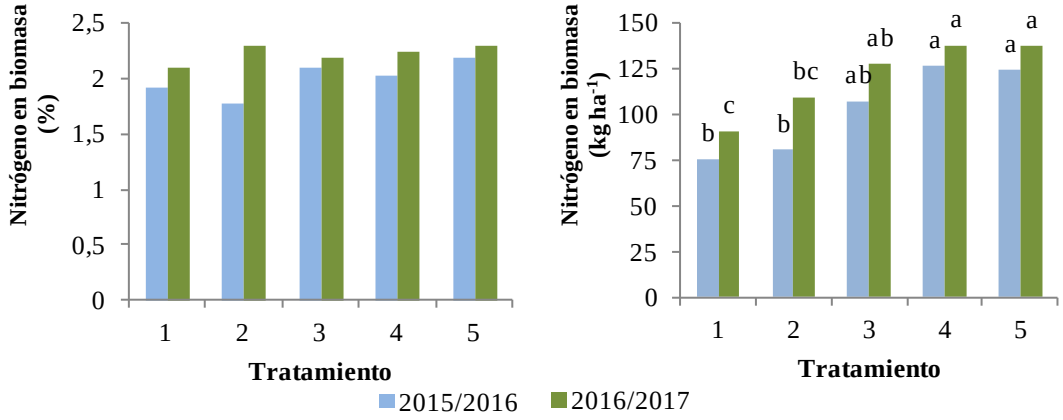


Figura 20: Nitrógeno en biomasa (% y kg ha^{-1}) de Vicia villosa para los diferentes tratamientos en las campañas 2015/2016 y 2017/2018. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos en cada campaña. Ausencia de letras indican ausencia de diferencias significativas entre tratamientos en cada campaña.

Se encontraron diferencias significativas ($p<0,05$) en biomasa al secado, MS de rastrojo de vicia a la siembra, kg de N en biomasa y kg de N en rastrojo entre los tratamientos 1 y 4 en la campaña 2016/2017 (Figura 4). Se mantuvieron las diferencias iniciales a lo largo del período entre secado del CC y siembra del maíz tardío. Por lo tanto, no hubo diferencias ($p>0,05$) en % de N liberado de la biomasa de vicia. El mismo fue de 51% en ambos tratamientos. Es decir, que el 51% de N que se encontraba en la biomasa de vicia al secado de la misma, no se encontró en su residuo a la siembra del maíz tardío. Sin embargo, a pesar de las diferencias entre contenido de N en biomasa al secado y de las diferencias en N en rastrojo a la siembra, no se observaron diferencias significativas ($p>0,05$) en contenido de N-NO_3^- en el suelo (0-60 cm) a la siembra de maíz tardío (datos no mostrados) en ninguna de las dos campañas. Incluso no hubo diferencias con los testigos sin CC.

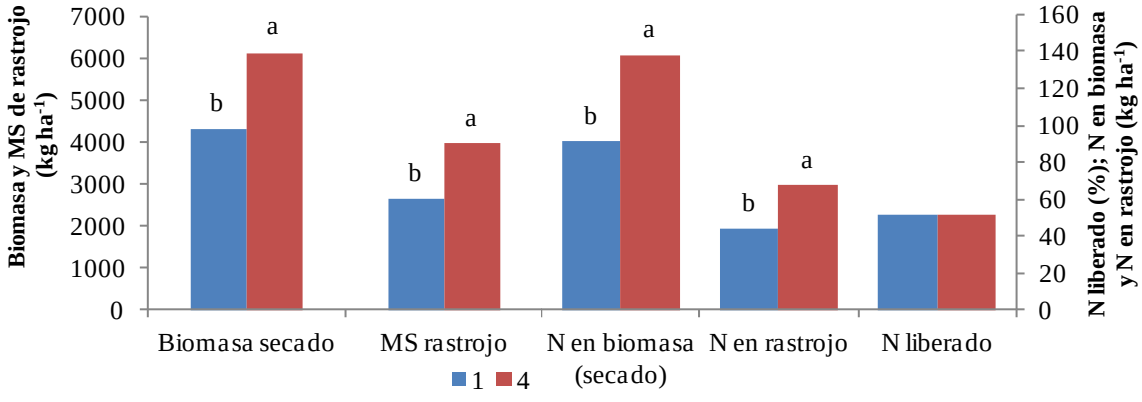


Figura 21: Biomasa secado (kg ha^{-1}), materia seca (MS) de rastrojo (kg ha^{-1}), nitrógeno (N) en biomasa (kg ha^{-1}), nitrógeno (N) en rastrojo (kg ha^{-1}) y nitrógeno (N) liberado (%) de la biomasa entre secado de CC y siembra de maíz para los tratamientos 1 y 4 de la campaña 2016/2017. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos. Ausencia de letras indican ausencia de diferencias significativas entre tratamientos.

No se observaron diferencias significativas ($p>0,05$) en UC entre tratamientos en ambas campañas (Figura 5). El UC de los diferentes tratamientos varió entre 280 y 310 mm para ambas campañas. Por lo tanto, las diferencias ($p<0,05$)

encontradas en EUA se debieron, principalmente, a las diferencias encontradas en producción de biomasa (Figura 5). Es importante conocer el UC de vicia ya que esto tiene implicancia en el momento de secado y, en función de éste último, en el agua inicial del cultivo estival. En comparación con centeno, la vicia consume unos 100 mm más (Alvarez *et* al., 2008), pero se suma el agravante de que se seca como CC un mes más tarde (fines de octubre) y por lo tanto, se reduce el período de recarga de humedad previo a la siembra de maíz tardío. Sin embargo, en ambas campañas la humedad inicial del cultivo estival no varió respecto de un testigo sin CC (datos no mostrados).

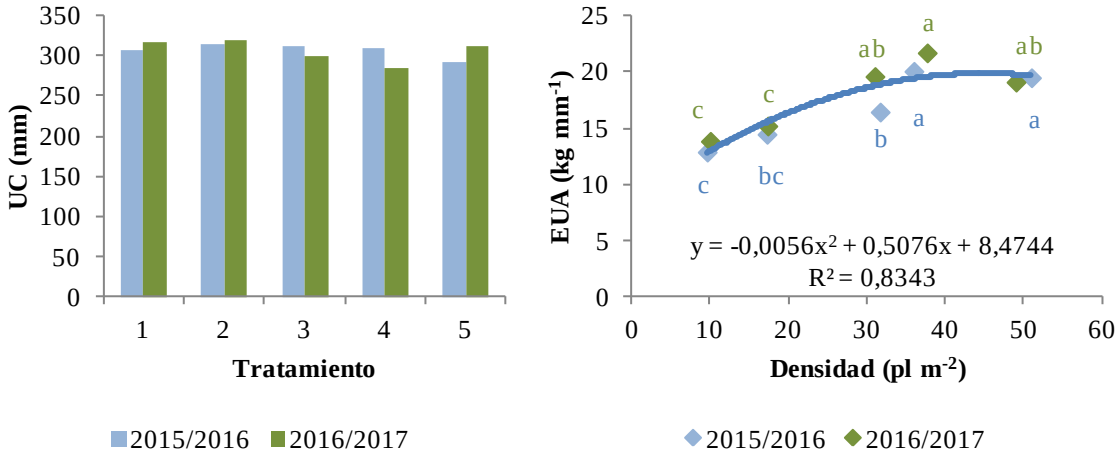


Figura 22: Uso consuntivo (UC, mm) y eficiencia en el uso de agua (EUA, kg mm^{-1}) para los diferentes tratamientos en las campañas 2015/2016 y 2017/2018. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos en cada campaña. Ausencia de letras indican ausencia de diferencias significativas entre tratamientos en cada campaña.

No se registraron diferencias significativas ($p>0,05$) en rendimiento de maíz tardío entre tratamientos durante ambas campañas (Figura 6). El promedio de producción fue de 7889 y 10308 kg ha^{-1}, para las campañas 2015/2016 y 2016/2017, respectivamente. Los distintos aportes de N realizado por las diferentes biomasas generadas por los tratamientos no tuvieron su correlato en el rendimiento del cultivo de maíz tardío. Posiblemente en años con abundancia de precipitaciones estivales como las campañas 2015/2016 y 2016/2017, podrían haber provocado la lixiviación del N liberado por el CC y, por lo tanto, evitado la posibilidad de encontrar diferencias en rendimiento entre tratamientos.

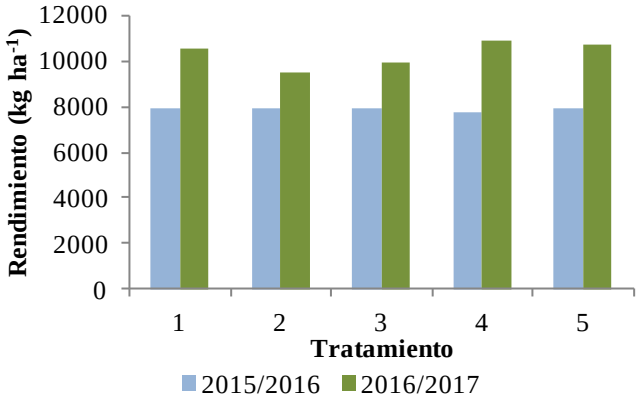


Figura 23: Rendimiento (kg ha^{-1}) de maíz tardío para los diferentes tratamientos en las campañas 2015/2016 y 2016/2017. Ausencia de letras indican ausencia de diferencias significativas.

CONCLUSIONES

Las condiciones climáticas durante el ciclo de vicia fueron diferentes entre campañas. La campaña 2016/2017 fue más cálida y húmeda, y esto podría haber aumentado ligeramente el % de N en biomasa al secado.

En función de la biomasa acumulada a lo largo de las dos campañas, la densidad óptima para vicia secada en la segunda quincena de octubre, estuvo entre 30 y 40 pl m^{-2}.

La concentración de N en biomasa estuvo alrededor de 2%. Sin embargo, el contenido de N (kg ha^{-1}) tuvo una estrecha correlación con la biomasa generada.

La descomposición de rastrojo y el % de N liberado fue similar entre los tratamientos 1 y 4.

El UC estuvo alrededor de los 300 mm sin diferencia entre tratamientos. Sin embargo, las diferencias en EUA mostraron una respuesta similar a la biomasa generada.

Los rendimientos de maíz tardío fueron similares entre tratamientos en ambas campañas.

AGRADECIMIENTOS

A Pablo Agüero, Nery Faundes y Agustin Iaconis. Al proyecto BANOR-1271305 Contribución al Desarrollo del Territorio Noroeste Bonaerense.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, C; C Scianca; M Barraco; M Díaz-Zorita. 2008. Impacto de diferentes secuencias de cultivos en siembra directa sobre propiedades edáficas en Hapludoles de la pampa arenosa. En: Resúmenes. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del suelo. Potrero de los Funes, San Luis, 13 al 16 de mayo de 2008. p.381.
- Baigorria T; D Gomez; C Cazorla; A Lardone; M Bojanich; B Aimetta; A Bertolla; M Cagliero; D Vilches; D Rinaudo & A Canale. 2013. Bases para el manejo de vicia como antecesor del cultivo de maíz. En: Alvarez C, Quiroga A, Santos D, Bodrero M (eds.). Contribuciones de los cultivos de coberturas a la sostenibilidad de los sistemas de producción. Capítulo 19. 158-164.
- datos.gba.gob.ar, 2017. Principales cultivos por municipio. http://catalogo.datos.gba.gob.ar/dataviews/243011/principales-cultivos-por-municipio/. Fecha de consulta. 28/12/2017.
- Di Rienzo JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada; CW Robledo. InfoStat versión 2014. Córdoba: Grupo InfoStact, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- Miranda, WR; A Cirilo; M Barraco; C Scianca; A Lardone & C Justo. 2012. Análisis de estrategias de manejo y factibilidad climática de maíces de primera y tardío en el noroeste de Buenos Aires. XXIX Reunión Argentina de Fisiología Vegetal. Organizado por SAFV, del 17 al 20 de setiembre de 2012, en Mar del Plata.
- Mirsky, SB; MR Ryan; JR Teasdale; WS Curran; SC Reberg-Horton; JT Spargo; MS Wells; CL Keene & JW Moyer. 2013. Overcoming Weed Management Challenges in Cover Crop–Based Organic Rotational No-Till Soybean Production in the Eastern United States. Weed Technology 27: 193-2013.
- Quiroga, A; P Carfagno; MJ Eiza & R Michelena. 2007. Inclusión de cultivos de cobertura bajo agricultura de secano en la Región Semiárida Pampeana. Jornadas de cultivos de cobertura, 28 y 29 de setiembre de 2007, General Villegas y General Pico.
- Renzi, JP. 2009. Efecto de la estructura de cultivo y el grado de madurez a cosecha sobre el rendimiento y calidad de semillas de vicia villosa L y sativa Roth., bajo riego. Tesis de magister en ciencias agrarias, departamento de agronomía, Universidad Nacional del Sur, Bahia Blanca, Argentina.
- Ruffo, ML & GA Bollero. 2003. Residue decomposition and prediction of carbón and nitrogen release rates based on biochemical fractions using principal-component regression. Agron. J. 95:1034-1040.

C4P89. VALIDACIÓN DE ROTHC PARA SIMULAR CAMBIOS EN LA MATERIA ORGANICA BAJO ROTACIONES MIXTAS Y SIEMBRA DIRECTA

Montiel[1], Fátima S.; Studdert[1], Guillermo A.; Moreno[2], Rocío y Domínguez[1], Germán, F.

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, Univ. Nac. Mar del Plata, Unidad Integrada Balcarce. [2]Actividad privada. Ruta Nacional 226 km 73,5. Balcarce, Buenos Aires, Argentina. studdert.guillermo@inta.gob.ar

RESUMEN

La materia orgánica (MO) es fundamental para la salud del suelo y el agroecosistema. Las rotaciones de cultivos y las labranzas influyen sobre el balance de carbono (C) edáfico. La dinámica compleja de la MO dificulta su estudio y los modelos permitiría simular/predecir el cambio de la MO y constituirse en una herramienta de apoyo a las decisiones de manejo. El modelo RothC fue diseñado para ambientes como los del Sudeste Bonaerense (SEB) pero para agricultura continua bajo labranza convencional (LC). Se hipotetiza que RothC 1) simulará los cambios en los contenidos de C orgánico del suelo (COS) en rotaciones mixtas y 2) simulará los cambios en el COS bajo siembra directa (SD). Se utilizó información del ensayo "Rotaciones mixtas" sobre molisoles del SEB. Dicho ensayo comprende dos fases y tratamientos con agricultura continua bajo LC y SD y tratamientos bajo rotaciones mixtas bajo LC y SD, con y sin nitrógeno (N) en los cultivos agrícolas. Se dispuso de información de stock de COS a 0-20 cm y se estimó el aporte de C por los cultivos. Se validó el modelo en los tratamientos bajo SD en los períodos agrícolas y bajo rotación mixta tanto con LC y SD en el período agrícola. Los indicadores estadísticos del desempeño de RothC fueron aceptables en general, tanto bajo pasturas como bajo agricultura. Sin embargo, el modelo tuvo un comportamiento menos satisfactorio cuando los períodos bajo pastura en rotaciones mixtas eran más prolongados (4-5- años), pero fue muy bueno bajo pastura continua. En los períodos agrícolas RothC se comportó de la misma manera bajo LC y bajo SD y mostró muy buen comportamiento bajo agricultura continua con SD. Para las condiciones del SEB no hubo evidencias suficientes para rechazar las hipótesis planteadas. Es necesario ajustar la estimación de los inputs al modelo.

Palabras clave: sistemas de cultivo, labranza conservacionista, pasturas

INTRODUCCIÓN

La materia orgánica (MO) es uno de los componentes más importantes del suelo dada su participación fundamental en procesos y mecanismos que definen su funcionamiento y capacidad de recuperación ante disturbios y, además, como sumidero de carbono (C) atmosférico. La disminución de la MO de los suelos lleva a la afectación de su salud, es decir, a reducir su capacidad de cumplir con su función (Quiroga & Studdert, 2014). Es necesario plantear sistemas que mantengan o mejoren la MO del suelo a través del manejo componentes del balance de C, para asegurar la producción de alimentos sin afectar el ambiente (Weil & Magdoff, 2004).

El tipo de cultivos en la rotación y su rendimiento estarán directamente relacionados con el ingreso de C al suelo (Quiroga & Studdert, 2014). Las rotaciones con pasturas son una alternativa para recuperar la MO reducida durante los períodos agrícolas ya que las pasturas contribuyen a aumentar la MO a través de períodos sin laboreo y del aporte de raíces y biomasa aérea (Franzluebbers *et al*., 2014). Por otro lado, el laboreo (p.e. labranza convencional, LC) incrementa el flujo de oxígeno y expone la MO protegida favoreciendo la mineralización. La labranza conservacionista (p.e. siembra directa, SD) reduce la mineralización por no exponer la MO protegida dentro de los agregados (Puget & Lal, 2005).

La complejidad de los procesos y mecanismos de la dinámica de la MO dificultan el estudio del efecto del manejo y la planificación considerando todos los factores intervinientes (Puget & Lal, 2005). Los modelos de simulación son una alternativa para estimar cambios en la MO asociados al uso. El modelo RothC (RRes, 2007), es simple y se ha utilizado exitosamente en muchas regiones del mundo. Permite simular los cambios en el C orgánico del suelo (COS) a partir de información fácilmente accesible y sencilla. Fue desarrollado para condiciones de agricultura continuada bajo LC y ha demostrado un buen comportamiento en el SEB bajo esas condiciones de manejo (Studdert *et al.*, 2011).

Dado que en el SEB la SD es el sistema de laboreo más utilizado (AAPRESID, 2016), que se ha observado que la dinámica de la MO bajo SD no difiere en gran medida de aquélla bajo LC (Domínguez *et al.*, 2009; García *et al.*, 2016) y que no se ha validado RothC en rotaciones mixtas, se hipotetiza que RothC 1) simulará satisfactoriamente los cambios en los contenidos de COS en rotaciones mixtas y 2) simulará satisfactoriamente los cambios en el COS bajo SD. El objetivo

de este trabajo fue validar RothC con información generada en un ensayo de larga duración desarrollado en el SEB bajo agricultura con SD y bajo rotaciones mixtas con LC y SD.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizó información del ensayo "Rotaciones mixtas" de la Unidad Integrada Balcarce (UIB) (37º 45´S; 58º 18´W; 130 msnm). El suelo es un complejo de Argiudoles Típico y Petrocálcico (Soil Survey Staff, 2014) con una textura superficial franca y ubicado en una pendiente de menos de 2% (bajo nivel de erosión). El diseño experimental es en bloques completos aleatorizados con arreglo en parcelas divididas y tres repeticiones. El sistema de cultivo (SC: T1, T2, T3, T4, T5, T6 y T7) fue asignado a las parcelas principales y la fertilización con nitrógeno (N) (Con N y Sin N), a las sub-parcelas. El ensayo constó de dos fases:

- Fase 1 (F1): entre 1976 y 1993 con distintas combinaciones de periodos bajo cultivos con LC y periodos (2 a 5 años) bajo pasturas con base de gramíneas (Studdert *et al*., 1997). Los tratamientos T6 y T7 de esta fase tuvieron agricultura continua y no fueron utilizados en este trabajo. Los cultivos involucrados fueron trigo (*Triticum aestivum* L.), maíz (*Zea mays* L.), girasol (*Helianthus annuus* L.), papa (*Solanum tuberosum* L.) y avena (*Avena sativa* L.) y vicia (*Vicia sativa* L.) como abonos verdes. Las pasturas no fueron pastoreadas, pero sí cortadas. La fertilización nitrogenada se aplicó a partir de 1980 sólo a los cultivos de cosecha.
- Fase 2 (F2): entre 1994 y 2006. El T1 se convirtió a pastura de gramíneas continua. Se definieron seis SC continuando los de la F1 e incluyendo la SD en algunos de ellos: 50% (3 años) agricultura y 50% (3 años) pastura bajo LC (T2) y bajo SD (T3), 25% (3 años) bajo pastura y 75% (9 años) agricultura bajo LC (T4) y bajo SD (T5) y agricultura permanente con LC (T6) (no utilizado en este trabajo), y con SD (T7). La secuencia de cultivos en los períodos agrícolas fue maíz-soja (*Glycine max* (L). Merr.)–trigo. Las pasturas fueron con base de gramíneas y no fueron pastoreadas ni cortadas. La fertilización nitrogenada fue aplicada anualmente sólo a los cultivos agrícolas. Mayor descripción en Moreno *et al*. (2016).

Se contó con el rendimiento de los cultivos de cosecha y de acumulación de biomasa aérea de los cultivos abono verde. Se dispuso, además, del contenido de COS determinado por combustión húmeda con mantenimiento de la temperatura de reacción (Schlichting *et al*., 1995) en muestras tomadas a 0-20 cm en otoño de cada año: a) en los tratamientos Sin N de la F1 entre 1981 y 1993, b) en los tratamientos Con N de la F1 entre 1989 y 1993, y c) en todos los años de la F2. Entre 1997 y 2006 se determinó la densidad aparente (Agostini *et al*., 2014) a 0-20 cm y se la utilizó para el cálculo de stock de COS. Para el resto de los años, el stock de COS se calculó asumiendo un valor de densidad aparente de 1,25 Mg m^{-3} a partir de información de otros ensayos.

El modelo RothC fue aplicado de acuerdo con las especificaciones de los desarrolladores (RRes, 2007). La información meteorológica (temperatura media mensual del aire, precipitación mensual, evapotranspiración mensual) fue obtenida de la Estación Agrometeorológica de la UIB (ubicada a 1000 m del ensayo). Los ingresos de C al suelo fueron calculados a partir de los rendimientos de los cultivos según lo descripto por Studdert *et al*. (2011). El aporte de C al suelo por las pasturas fue estimado según lo indicado por Moreno *et al*. (2016). El desempeño del modelo se evaluó a través de indicadores estadísticos basados en la diferencia entre los valores de COS observados y simulados (Studdert *et al*., 2011; Moreno *et al*., 2016): medias de las diferencias entre observados y simulados (MBE, Mg C ha^{-1}), medias de esas diferencias relativas a los valores observados (MBRE, %), raíces cuadradas del cuadrado medio de la variación (RMSV, Mg C ha^{-1}) y del error (RMSE, Mg C ha^{-1}), y el RMSE relativo al promedio de los datos observados (RMSEp, %). Los valores de RMSE y RMSV fueron calculados con el programa IRENE (Fila *et al*., 2003). Además, se hicieron análisis de regresión lineal simple entre los valores de COS observados y los simulados y se evaluó la igualdad simultánea de la ordenada al origen y de la pendiente a cero y uno, respectivamente, con el programa IRENE (Fila *et al*., 2003).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Al analizar toda la información en conjunto, los valores de los indicadores fueron promisorios (Tabla 1). Estos valores menos favorables que los reportados por Studdert *et al*. (2011) para suelos del SEB bajo agricultura continua y LC. Sin embargo, están dentro de los límites reportados por Smith *et al*. (1997). Estos autores indicaron que simulaciones con RMSE hasta entre 6 y 10 Mg C ha^{-1} y RMSEp entre 5 y 8%, eran aceptablemente buenas. No obstante, si bien la regresión lineal de observados vs. simulados fue altamente significativa ($p<0,01$), el R^2 fue de sólo 0,45 y la ordenada al origen y la pendiente no fueron simultáneamente iguales ($p<0,01$) a 0 y 1, respectivamente. Al discriminar entre dosis de N, no se observaron tendencias diferenciales entre ellas y los indicadores fueron similares a los del análisis conjunto (Tabla 1). Asimismo, las regresiones lineales de observados vs. simulados fueron altamente significativas ($p<0,01$), y las

ordenadas al origen y las pendientes no fueron simultáneamente iguales ($p<0,01$) a 0 y 1, respectivamente. No obstante, los R^2 obtenidos para Sin N y Con N fueron 0,60 y 0,17, respectivamente. Coincidiendo con Studdert *et al*. (2011), esto sugiere un relativamente mejor comportamiento de RothC en las situaciones Sin N.

Tabla 1: Indicadores estadísticos de desempeño de RothC. n: número de observaciones; MBE: media de observados menos simulados; MBRE: media de observados menos simulados relativa a observados; RMSE: raíz cuadrada del cuadrado medio del error; RMSV: raíz cuadrada del cuadrado medio de la variación; RMSEp: RMSE relativo al promedio de los observados, Sin N: sin nitrógeno; Con N: con nitrógeno.

Tratamiento	n	MBE	MBRE	RMSE	RMSV	RMSEp
		Mg C ha^{-1}	%	-------- Mg C ha^{-1} --------		%
Todos	230	-1,4	-2,3	5,1	4,9	6,6
Sin N	137	-0,6	-1,3	5,1	5,1	6,5
Con N	93	-2,5	-3,7	5,1	4,4	6,7

Al discriminar entre períodos bajo agricultura y los períodos bajo pastura se obtuvieron los indicadores mostrados en la Tabla 2. En esta Tabla no se incluyen T7 (agricultura continua bajo SD) ni T1 (pastura continua, Tabla 1) de la F2 porque se quiso evaluar el comportamiento de los periodos agrícolas y de pasturas en condiciones de alternancia de dichas actividades. Los indicadores presentados en la Tabla 2 también presentan valores aceptables (Smith *et al*., 1997) y que hablan de un buen comportamiento general de RothC en ambas situaciones.

Tabla 2: Indicadores estadísticos de desempeño de RothC durante períodos bajo agricultura y bajo pastura. Referencias en la Tabla 1.

Tratamiento	n	MBE	MBRE	RMSE	RMSV	RMSEp
		Mg C ha^{-1}	%	-------- Mg C ha^{-1} --------		%
Agricultura	125	-1,2	-2,1	5,7	5,5	7,2
Pastura	49	-1,0	-1,7	4,9	4,8	6,2

En la F1, los MBRE de T1, T3 y T5 (rotaciones con pasturas de 2,0-3,0 años) oscilaron entre 1,6 y 3,3%, mientras que los de T2 y T4 (con pasturas de 4,5-5,0 años) fueron 7,5 y 4,4%, respectivamente. Smith *et al*. (1997) indicaron que desvíos de ±5% de los simulados respecto a los observados, eran aceptables. Los MBRE de los períodos agrícolas de T1, T3 y T5 de la F1 fueron de entre 2,0 y 3,7%, mientras que bajo pastura fueron de entre 0,5 y 1,0%. Sin embargo, para T2 y T4, los MBRE bajo agricultura fueron 8,5 y 4,0%, respectivamente, y bajo pastura fueron 5,3% para ambos tratamientos. Esto indica, en primer lugar, que en la F1, RothC tendió a subestimar el COS (observados > simulados). En segundo lugar, cuando las pasturas fueron de mayor duración (T2 y T4), la subestimación fue de mayor magnitud tanto bajo agricultura como bajo pastura acercándose o superando el umbral considerado admisible (Smith *et al*., 1997). En tercer lugar, los desvíos medios de la simulación fueron menores bajo pastura que bajo agricultura. En la Figura 1 se muestran los valores simulados y los observados de algunos de los tratamientos durante la F1.

Por otro lado, en la F2 Roth C tendió a sobreestimar el COS (observados < simulados). Los MBRE de T2, T3, T4 y T5 fueron -4,1, -5,5, -7,9 y -6,1%, respectivamente. Con excepción de T2, en general, los desvíos medios de los simulados respecto a los observados estuvieron fuera del rango considerado aceptable (±5%, Smith *et al*., 1997). El tratamiento T2 (50% agricultura bajo LC-50% pastura) tuvo MBRE de -5,7 y -2,1% para los períodos bajo agricultura y pastura, respectivamente. Los MBRE del resto de los tratamientos oscilaron entre -6,3 y -8,4% y entre -3,5 y -6,0% para os períodos bajo agricultura y pastura, respectivamente. En esta fase del experimento, los desvíos medios de la simulación fueron menores bajo pastura (en todos los casos de 3 años) y con valores mayormente dentro del rango admisible (Smith *et al*., 1997). No obstante, en los períodos bajo agricultura, el desempeño del modelo fue menos alentador y con desvíos medios fuera del rango aceptable (Smith *et al*., 1997). En esta fase, los períodos bajo agricultura fueron con LC (T2 y T4) o con SD (T3 y T5) pero indistintamente, los MBRE fueron superiores al 5%, sugiriendo que el modelo no funcionó de manera diferencial entre sistemas de labranza.

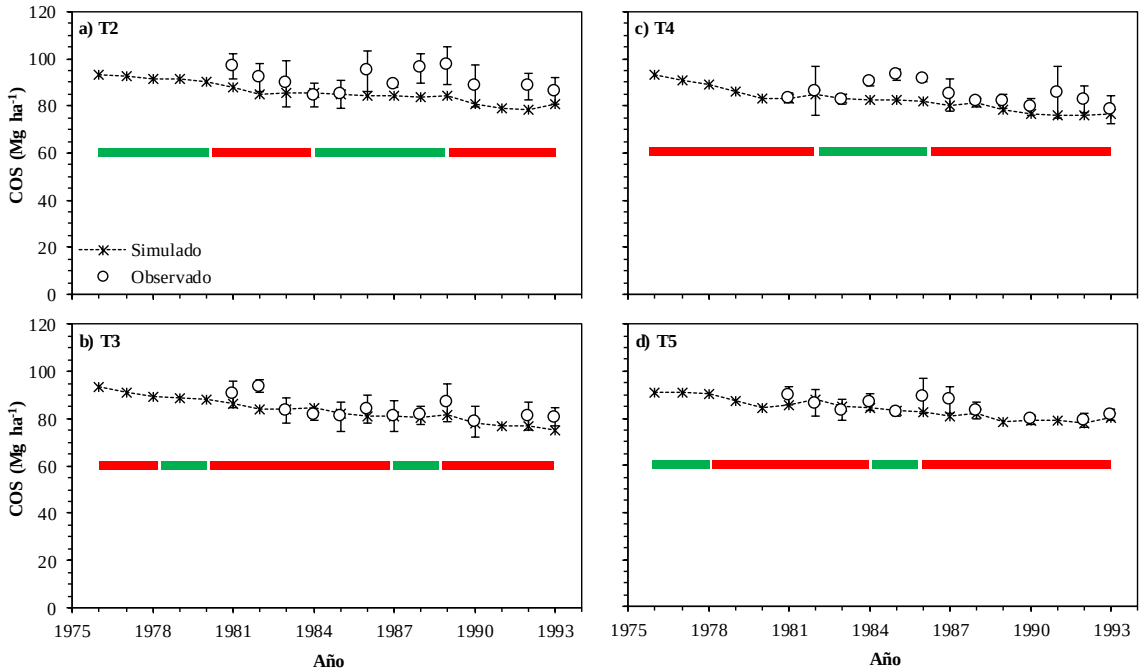


Figura 1: Stock de carbono orgánico del suelo (COS) observado y simulado con RothC en la Fase 1 del ensayo de Rotaciones Mixtas en cuatro tratamientos de rotación y sin agregado de nitrógeno. Las barras verdes representan los períodos bajo pastura y las rojas, los períodos bajo agricultura. Las barras verticales en cada valor observado representan el error estándar de la media.

Se calcularon los indicadores estadísticos de los periodos agrícolas bajo SD y LC de la F2 (Tabla 3). En esta Tabla se incluyeron además los indicadores de T6 de la F2 (Studdert *et al*., 2011) y los del T7.

Tabla 3: Indicadores estadísticos de desempeño de RothC en los períodos agrícolas de la Fase 2 bajo dos sistemas de labranza: labranza convencional (LC) y siembra directa (SD). Referencias en la Tabla 1.

Tratamiento	n	MBE	MBRE	RMSE	RMSV	RMSEp
		Mg C ha^{-1}	%	-------- Mg C ha^{-1} --------		%
T2-T4 (LC)	34	-5,1	-7,3	6,2	3,6	8,6
T3-T5 (SD)	34	-4,9	-6,8	6,1	3,7	8,2
T6 (LC)*	26	-1,3	-2,0	3,5	3,0	4,8
T7 (SD)	26	-1,5	-2,3	3,5	3,1	4,8

* Agricultura continua bajo LC en la Fase 2 (Studdert *et al*., 2011).

La Tabla 3 muestra que RothC simuló adecuadamente los cambios de COS bajo agricultura continua tanto con LC (T6, Studdert *et al*. (2011)) como con SD (T7). Cabe aclarar que estos dos tratamientos habían estado bajo agricultura continua con LC entre 1976 y 1994. Su contenido de COS en 1994 fue el más bajo de todo el ensayo (en promedio 79,6 Mg C ha^{-1}, Studdert *et al*., 1997). La simulación de los cambios de COS por RothC en condiciones de rotaciones mixtas fue algo menos aceptable y con algunos indicadores fuera de los umbrales de aceptabilidad indicados en la bibliografía (Smith *et al*., 1997). No obstante, la Tabla 3 muestra que al igual que para las condiciones de agricultura continua, bajo rotaciones mixtas el modelo se desempeñó de manera similar para ambos sistemas de labranza. En la Figura 2 se muestran algunos ejemplos de evolución en el tiempo de los valores de COS observados y simulados en la F2.

Las Figuras 1 y 2 muestran que, a pesar de que algunos indicadores estadísticos generales (Tablas 2 y 3) y para situaciones particulares no estuvieron dentro del rango aceptable (Smith *et al*., 1997), RothC simuló aceptablemente la variación general del COS en un molisol del SEB bajo rotaciones mixtas y/o distintos sistemas de labranza. Las desviaciones entre valores observados y simulados no necesariamente pudieron haber estado relacionadas con el modelo en sí. Por un lado, pueden haber existido problemas la variabilidad de los valores de COS observado. Por otro lado, la información utilizada para la estimación de los ingresos de C puede haber generado valores simulados que no reflejaron totalmente la realidad. Las probables fuentes de error asociadas a los ingresos de C, podrían ser: 1) la estimación de la masa de C aportado por los residuos aéreos a partir de valores de índice de cosecha de los cultivos citados en fuentes

bibliográficas y uniformes; 2) el cálculo de la masa de C aportada por las raíces a partir de la biomasa aérea estimada, dado que puede variar de acuerdo con las condiciones ambientales en los ensayos y, por último, 3) la estimación del rendimiento de las pasturas debido a la falta de datos observados (Moreno *et al*., 2016). Además, el bajo ajuste podría estar asociado al rango estrecho de valores de COS observado con el que se trabajó.

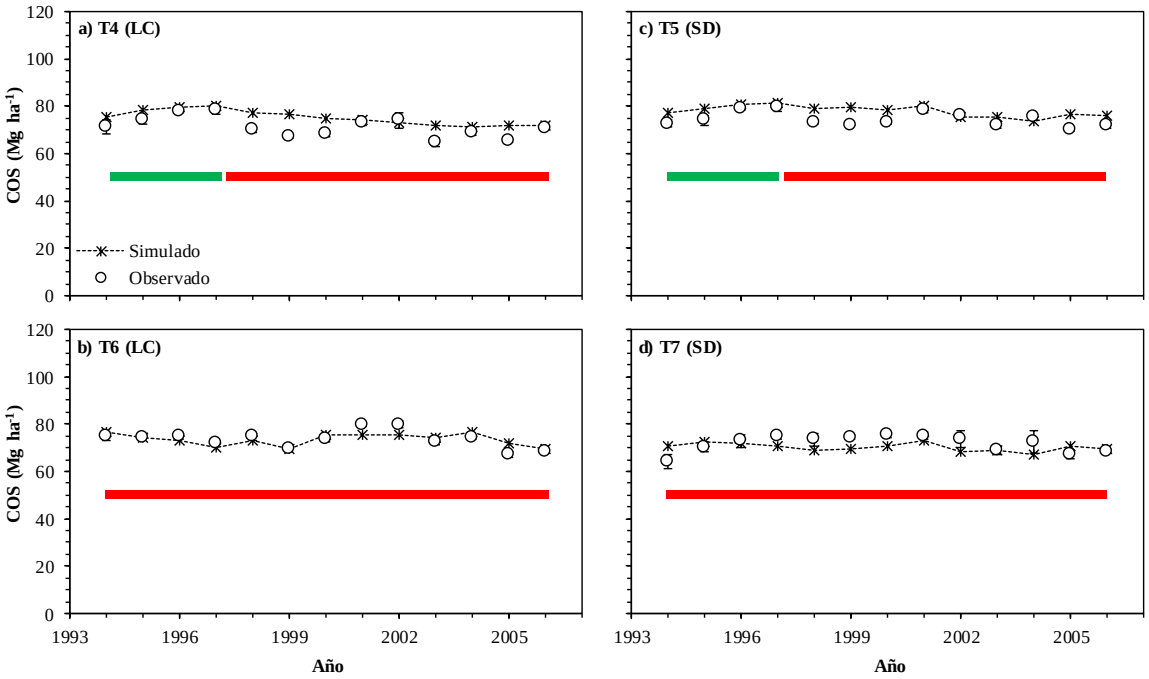


Figura 2: Stock de carbono orgánico del suelo (COS) observado y simulado con RothC en la Fase 2 del ensayo de Rotaciones Mixtas en cuatro tratamientos de rotación (dos bajo labranza convencional (LC) y dos bajo siembra directa (SD)) y sin agregado de nitrógeno. Las barras verdes representan los períodos bajo pastura y las rojas, los períodos bajo agricultura. Las barras verticales en cada valor observado representan el error estándar de la media. Los datos de b) fueron tomados de Studdert *et al*. (2011).

Al analizar el desempeño del modelo bajo rotaciones mixtas, los tratamientos de la F1 presentaron mejor comportamiento que los de la F2. Esto puede deberse a que en la F1 se utilizó sólo LC, que para la que se diseñó RothC. No obstante, en la F1 los tratamientos con mayor duración del periodo bajo pastura (T2 y T4) fueron los que presentaron peor comportamiento, indicando que la magnitud de la subestimación está relacionada con la duración del periodo. En la F2 sólo uno de los tratamientos bajo rotaciones mixtas generó indicadores dentro del rango propuesto por Smith e*t al*. (1997) como aceptable. En F2 existen tratamientos con SD y LC, pero al dividir el análisis según el tipo de labranza (Tabla 3, Figura 2), los resultados no explicaron el mal desempeño modelo en la F2 bajo rotaciones mixtas. Por otro lado, los tratamientos T6 (agricultura continua bajo LC) y T7 (agricultura continua bajo SD) de la F2 presentaron indicadores estadísticos muy aceptables. Esto indica que el modelo presenta fallas cuando la simulación se realiza bajo rotaciones mixtas, aunque los indicadores estadísticos de los períodos bajo pastura fueron mejores que los de los períodos bajo agricultura y que funciona de la misma manera para ambos sistemas de labranza tanto bajo agricultura continua cuanto bajo rotaciones mixtas.

CONCLUSIONES

A partir de lo expuesto y para las condiciones edafoclimáticas bajo las que se obtuvieron los resultados para evaluar el desempeño del modelo, se puede concluir que no se generó evidencia suficiente para rechazar la hipótesis referida a que el modelo RothC es capaz de simular aceptablemente los cambios en los contenidos de COS cuando se incluyen pasturas en la rotación de cultivos. Por otro lado, tampoco se han reunido evidencias suficientes para rechazar la hipótesis referida a que el modelo RothC simula satisfactoriamente cambios en el COS cuando el sistema de labranza utilizado es SD. No obstante, si bien las evidencias recolectadas no fueron suficientes para rechazar las hipótesis planteadas, se comprobaron diferencias del comportamiento del modelo según las características de las rotaciones mixtas y los sistemas de cultivo en que se aplicó la SD. Se conjeturó que tales desviaciones en el desempeño del modelo no necesariamente podían ser atribuidas a RothC sino que podrían tener origen en cómo se generó la información de entrada de C y en los valores observados. Futuros estudios deberían buscar un mejor ajuste de la información utilizada.

AGRADECIMIENTOS

La información en este trabajo es parte de la Tesis de Ingeniera Agrónoma de la primera autora. Este trabajo fue financiado con subsidios de FONCyT (PICT 2012-1092), de la Universidad Nacional de Mar del Plata (AGR402-12 y AGR481-15) y del INTA (PNCyO 1127032).

BIBLIOGRAFÍA

- AAPRESID. 2016. Estimación de superficie en siembra directa. http://www.aapresid.org.ar/wp-content/uploads/2016/10/Estimación-de-superficien-en-SD-1.pdf. Consulta: 10/8/2017.
- Agostini, MA; M.G: Monterubbianesi; GA Studdert & S Maurette. 2014. Un método simple y práctico para la determinación de densidad aparente. Ciencia del Suelo 32:171-176.
- Domínguez, GF; NV Diovisalvi; GA Studdert & MG Monterubbianesi. 2009. Soil organic C and N fractions under continuous cropping with contrasting tillage systems on mollisols of the southeastern pampas. Soil Till. Res. 102:93-100.
- Fila, G; G Bellocchi; M Acustis & M Donatelli. 2003. IRENE: a software to evaluate model performance. Europ. J. Agron. 18:369–372.
- Franzluebbers, A; J Sawchik & M Taboada. 2014. Agronomic and environmental impacts of pasture–crop rotations in temperate North and South America. Agric. Ecosys. Environ. 190:18-26.
- Garcia, GV; GA Studdert; MN Domingo & GF Domínguez. 2016. Nitrógeno mineralizado en anaerobiosis: relación con sistemas de cultivo de agricultura continua. Ciencia del Suelo 34:127-138.
- Moreno, R; GA Studdert; MG Monterubbianesi & AI Irigoyen. 2016. Soil organic carbon changes simulated with the AMG model in a high-organic-matter Mollisol. Spanish J. Soil Sci. 6:212-229.
- Puget, P & R Lal. 2005. Soil organic carbon and nitrogen in a Mollisol in central Ohio as affected by tillage and land use. Soil Till. Res. 80:201-213.
- Quiroga, RA & GA Studdert. 2014. Manejo del suelo e intensificación agrícola: agua y materia orgánica, dos aspectos clave. En: HE Echeverria & FO García (eds.) Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. 2da edn. Pp. 73-100. Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina.
- RRes. 2007. Rothamsted Carbon Model (RothC). Rothamsted Research, Harpenden, Hertfordshire, Reino Unido. Programa computacional.
- Schlichting, E; HP Blume & K Stahr. 1995. Bodenkundliches Praktikum. Paul Parey. Hamburg, Berlin. 209 p.
- Smith, P; J Smith; D Powlson.; W McGill; J Arah; O Chertov; K Coleman; U Franko; S Frolking; D Jenkinson. 1997. A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. Geoderma 81:153-225.
- Soil Survey Staff. 2014. Keys to soil taxonomy. USDA, Natural Resources Conservation Service. Washington, DC, EEUU. 372 p.
- Studdert, GA; HE Echeverría & EM Casanovas. 1997. Crop-pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a Typic Argiudoll. Soil Sci. Soc. Am. J. 61:1466-1472.
- Studdert, GA; MG Monterubbianesi & GF Domínguez. 2011. Use of RothC to simulate changes of organic carbon stock in the arable layer of a Mollisol of the southeastern Pampas under continuous cropping. Soil Till. Res.117:191–200.
- Weil, RR & F Magdoff. 2004. Significance of soil organic matter to soil quality and health. En: F Magdoff & RR Weil (eds.) Soil organic matter in sustainable agriculture. Pp. 1-43. CRC Press, Boca Ratón, Florida, USA.

C4P90. SIMULACIÓN CON AQUACROP DEL CONSUMO HÍDRICO DE CULTIVOS DE COBERTURA EN SUELOS CON INFLUENCIA DE NAPA

Morla[1], Federico D.; Giayetto[1], Oscar; Cerioni[1], Guillermo A. y Cisneros[2], José M.

Departamento de [1]Producción Vegetal y [2]Ecología Agraria- Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. Ruta Nac. 36 Km. 601. Río Cuarto, Córdoba. Argentina. fmorla@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN

Los modelos de simulación parametrizados y validados bajo condiciones locales constituyen herramientas importantes para el monitoreo de la sustentabilidad de agrosistemas y para el planteo de escenarios alternativos. AquaCrop es un modelo de FAO que simula el crecimiento y desarrollo de cultivos, calibrado y validado para cultivos a nivel local. Teniendo en cuenta la problemática de acenso de napas y el riesgo de anegamientos, el objetivo de este trabajo fue simular de consumo hídrico de cultivos de cobertura con el modelo AquaCrop en ambientes con influencia de napas freáticas cercanas a la superficie en la región centro-sur de Córdoba. Para ello se simuló y se analizó en un periodo de 17 años (2000/16) un trigo como cultivo de cobertura bajo condiciones ambientales locales y tres situaciones de napa (sin influencia, napa a 1 m y napa a 2 m), registrándose el ciclo (siembra a floración-secado), cobertura del canopeo, biomasa y consumo de agua. La capacidad anual de abatimiento de la napa freática (mm) fue calculada como la diferencia entre el consumo de agua del cultivo de cobertura y las precipitaciones durante su ciclo. El modelo presentó sensibilidad a las variables ambientales y del cultivo simuladas. Los mayores consumos (hasta 174 mm), cobertura de canopeo (>98%) y producción de biomasa (11921 kg ha^{-1}) se dieron en las condiciones donde la napa tenía una alta interacción con el cultivo de cobertura, *i.e.* la napa a una profundidad de 1 m. A su vez, la mayor variabilidad se dio en la condición sin influencia de napa, indicando la dependencia del cultivo de cobertura a las precipitaciones durante su ciclo. La capacidad de abatimiento de la napa (de hasta 63,5 cm) encontrada indica la utilidad los cultivos de cobertura para el consumo de excesos hídricos en zonas donde el ascenso de las napas puede generar inconvenientes.

Palabras claves: Napa, AquaCrop, Cultivos de Cobertura

INTRODUCCIÓN

Incrementos de la cantidad e intensidad de precipitaciones generadas por efecto del cambio climático, y cambios en el uso de la tierra, particularmente el reemplazo de bosques nativos y praderas de pastura por la agricultura continua, han producido un aumento del nivel freático en la región (Jobbágy *et al*., 2008). Éste efecto emergente constituye una seria amenaza a la producción no sólo por la pérdida de los cultivos, sino porque se desencadenan procesos de inundación - anegamiento afectando a viviendas rurales, caminos y hasta centros poblados (Cisneros *et al*., 2014).

La región sur de Córdoba está conformada por planicies sedimentarias de baja pendiente regional y escaso escurrimiento superficial, lo cual hace difícil y costoso evacuar los excesos hídricos por sistemas de canalización, por ello el rol del manejo de la evapotranspiración de los cultivos sobre el abatimiento del nivel freático toma mayor relevancia. Así, la planificación de los diferentes sistemas agrícolas pueden influenciar los niveles locales de la napa. Cuando el nivel del agua freática es alto, las raíces pueden acceder a ella y transpirar agua de las napas (Jobbágy y Jackson 2004). Estas napas interactúan con los cultivos, dependiendo de las profundidades prevalecientes, el agua subterránea puede estar totalmente desacoplada de la vegetación, puede ser una valiosa fuente de agua, o bien transformarse en un agente de estrés por anegamiento y/o salinidad (Jobbágy & Nosetto, 2009).

La utilización de los cultivos de cobertura (CC) es una práctica agronómica que consiste en sembrar un cultivo, generalmente de invierno, con el fin de generar cobertura y favorecer diferentes aspectos relacionados con la salud del suelo, siendo una alternativa sustentable y compatible con los sistemas actuales de producción (Lal *et al*., 2007). Si bien el rol tradicional de los CC en la región ha sido la prevención de la erosión, principalmente después del cultivo de maní (Morla *et al*., 2015), diferentes autores han descripto otras funciones como (i) aumento de fijación de carbono; (ii) aumento de la infiltración, una menor pérdida por escurrimiento superficial y percolación; (iii) disminución de la pérdida de nutrientes móviles; (iv) competencia con malezas; y, actualmente, se presentan como una alternativa para el (v) consumo de excesos hídricos en zonas donde la napa freática se encuentra cerca de la superficie y con riesgo de producir inundación.

AquaCrop es un modelo desarrollado por la División de Tierra y Agua de la FAO que simula el crecimiento y desarrollo de cultivos herbáceos como una función del consumo de agua bajo condiciones de secano, riego, o con aportes desde la napa freática (Steduto *et al*., 2009), siendo posible su aplicación para un amplio rango de condiciones ecológicas y sistemas productivos. Este modelo integra el efecto de las variables edáficas y climáticas, junto con las variables de manejo, para simular la producción de los cultivos en respuesta al agua en el sistema suelo-planta. AquaCrop ha sido validado y aplicado con éxito para diferentes tipos de cultivos y en una amplia gama de entornos ambientales y agronómicos (Vanuytrecht *et al*., 2014). A nivel local, fue calibrado y validado para los cultivos de maíz, soja y trigo (Giayetto &Morla, 2013). Simuló satisfactoriamente el consumo total de agua, el de la napa freática, y el rendimiento final de dos cultivares de soja en respuesta a la influencia de una napa freática para las condiciones ambientales del sur de Córdoba, con suelos arenosos, profundos y napas de baja salinidad (Cisneros *et al.*, 2013).

Los modelos de simulación parametrizados y validados bajo condiciones locales constituyen herramientas de gran valor para el monitoreo de la sustentabilidad de los agrosistemas y el planteo de escenarios alternativos en el diseño de sistemas productivos sustentables (Van Keulen, 1975). En función de los antecedentes planteados, el objetivo de este trabajo fue simular el consumo hídrico de cultivos de cobertura con el modelo AquaCrop de FAO en ambientes con influencia de napas freáticas cercanas a la superficie en la región centro-sur de Córdoba.

MATERIALES Y MÉTODOS

Condiciones de Simulación

Las condiciones de operación y los valores de calibración - parametrización del modelo de simulación AquaCrop de FAO fueron las siguientes:

- Versión de AquaCrop: V6.0. (Marzo de 2017) (www.fao.org/aquacrop/es/).

- Variables climáticas: Precipitación, Temperatura diaria y Evapotranspiración de referencial (ETo): Se generaron los archivos de 17 años (2000 a 2016) en base a registros diarios obtenidos de la estación agrometeorológica automática ubicada en el campo de docencia y experimentación de la Universidad Nacional de Río Cuarto. Concentración de CO_2: Se tomaron los valores por defecto del programa (archivo MaunaLoa.CO_2).

- Cultivo: Se utilizó como cultivo de cobertura el archivo de trigo parametrizado y validado para la región de estudio, donde se definieron principalmente parámetros referidos al ciclo del cultivo, su fenología, características del canopeo y el índice de cosecha de referencia, ver Giayetto y Morla (2013). El ciclo considerado fue desde la siembra, a mediados de mayo (15/05) hasta el comienzo de floración, momento en que comúnmente el cultivo de cobertura es interrumpido mediante secado químico (herbicida).

- Condiciones de manejo: La simulación se iniciaba 45 días antes de la fecha de siembra para cada año con un contenido equivalente al 50% del agua útil hasta 1 m de profundidad. Se asumió ausencia de limitantes en la disponibilidad de nutrientes durante el crecimiento del cultivo y que el suelo presentaba un 80% de cobertura de rastrojos.

- Suelo: Se utilizó como suelo representativo de la región a un Haplustol éntico de textura franca arenosa, profundo algo excesivamente drenado. Por su capacidad hídrica se definieron 5 horizontes. Se utilizó un valor de curva número CN= 60, y no se consideraron capas restrictivas en la profundidad enraizable del cultivo (para más información ver Cisneros *et al.* (2013)).

- Profundidad de napa, se simularon tres diferentes condiciones: i) sin influencia de la napa; ii) una influencia media en el cultivo de trigo de una napa a 2 m de profundidad fija durante el ciclo del cultivo; y iii) una profundidad de napa de 1 m donde la influencia es alta y el crecimiento del cultivo máximo (Jobbágy y Nosetto, 2009).

Salidas de la simulación

Se simularon 17 ciclos agrícolas para el cultivo de cobertura y se analizaron las siguientes salidas del modelo: ciclo del cultivo, cobertura del suelo por el canopeo y producción de biomasa aérea total al momento de secado, y consumo de agua por el cultivo de cobertura. La capacidad anual de abatimiento de la napa freática (cm) fue calculada

como la diferencia entre el consumo de agua por parte del cultivo de cobertura (mm) y las precipitaciones durante su ciclo de crecimiento (mm) y una relación ascenso/descenso de napa según recarga y consumo de 1:4 (Cisneros *et al.*, 1997).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La duración del ciclo del cultivo de cobertura varió entre 124 y 143 días desde la siembra con un valor medio de 133 días, que equivaldría al 25 de septiembre como fecha de secado. La duración de este periodo no fue afectada por la disponibilidad hídrica dada por la influencia de la napa.

La producción de biomasa aérea y la cobertura del canopeo al momento de secado (comienzo de floración) variaron según la interacción entre el cultivo de cobertura y la profundidad de la napa (Tabla 1). Los menores valores simulados de estas variables se dieron en la condición sin influencia de napa (17,3% de cobertura y 2100 kg ha^{-1} de biomasa aérea), donde también se observó la mayor variabilidad de resultados en respuesta a la cantidad de precipitaciones ocurridas. Por el contrario, en la condición de napa a 1 m de profundidad los valores de cobertura (98%) y biomasa producida (11921 kg ha^{-1}) son altos y con baja variación entre años, lo que pone de manifiesto la importancia del aporte de agua de la napa freática. En este sentido Jobbágy & Nosetto (2009) señalan que existen marcados cambios en la interacción del cultivo y la napa según como se presenten las condiciones hidrológicas en el ciclo del cultivo.

Tabla 1: Cobertura del canopeo y biomasa aérea total producida al momento del secado de un Cultivo de Cobertura para el período 2000-2016 en la región centro sur de la provincia de Córdoba.

Variable	Napa	Media	Mínima	Máxima	Q1 (25%)	Q3 (75%)
Cobertura de Canopeo (%)	Sin Influencia	71,4	17,3	93,3	39,3	91,4
	Napa a 1 m	96,4	93,0	98,1	93,4	97,0
	Napa a 2 m	87,0	65,0	93,5	85,3	93,3
Biomasa aérea (kg ha^{-1})	Sin Influencia	8317	2100	11887	5414	10718
	Napa a 1 m	11263	10522	11921	10995	11612
	Napa a 2 m	10117	6607	11887	9294	11080

Q1 y Q3 representan los valeres del cuartil 1 y 3, respectivamente.

En la figura 1 se observan las precipitaciones durante el ciclo y los consumos de agua por parte del cultivo de cobertura en diferentes condiciones de influencia de la napa freática. Los mayores consumos hídricos se observaron cuando se simuló la presencia de napa a 1 m de profundidad con un valor medio de 153 mm de agua, seguido por la condición con napa a 2 m con 127 mm y por último la condición sin influencia de napa con 110 mm. Cabe destacar que la condición de napa a 1m fue la que menor variación de consumo presentó con valores en un rango de 136 a 174 mm, en contraposición la condición sin influencia de napa que presentó el rango más amplio de variación con valores de 51 a 151 mm, y la condición con napa a 2 m tuvo un comportamiento intermedio (rango de 105 a 152 mm).

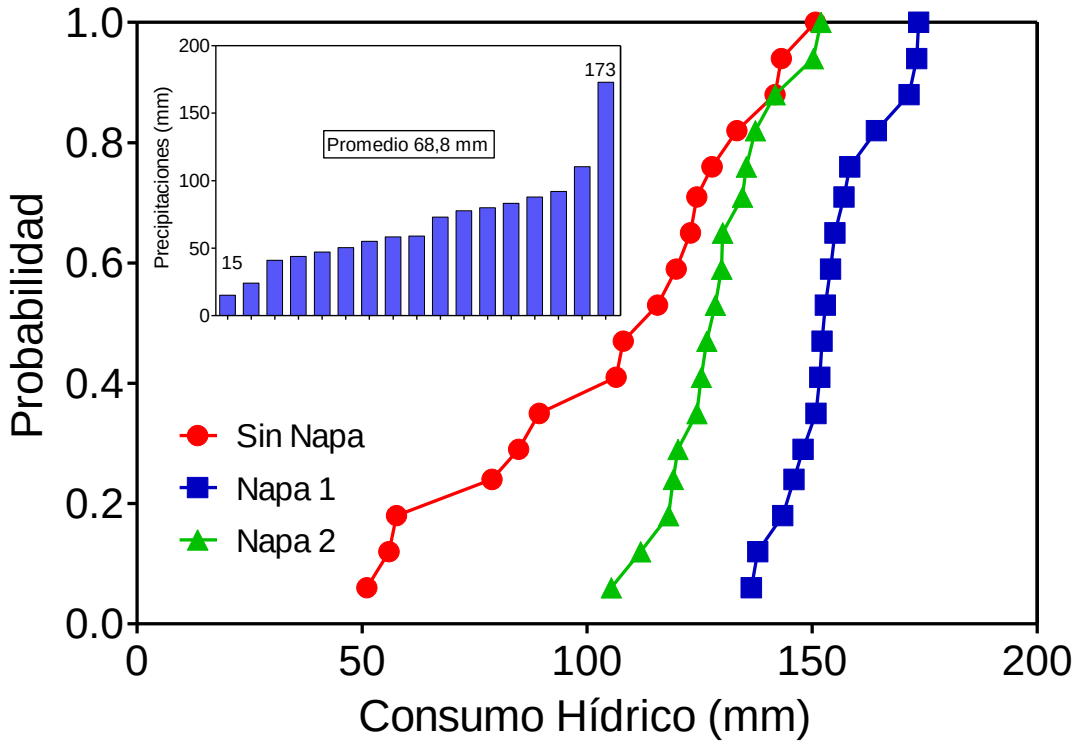


Figura 1: Consumo hídrico de un Cultivo de Cobertura para el período 2000-2016 en la región centro sur de la provincia de Córdoba.

Los valores máximos de consumo hídrico, observados en las salidas de la simulación de la condición de napa a 1 m de profundidad, están siendo traccionados por la demanda atmosférica, es decir la evapotranspiración de referencia, durante el ciclo de cultivo y representaría el techo de este ambiente evaluado para consumo hídrico de un cultivo de cobertura.

Estos consumos de agua por parte del cultivo de cobertura, sumados al de un cultivo de verano ayudarían a estrechar la brecha actual entre el consumo y el aporte de agua por precipitaciones (Jobbágy *et al*., 2008; Cisneros *et al*., 2014), con disminuciones en la recarga de la napa y de las consecuencias indeseadas de este proceso.

A su vez, la simulación del cultivo de cobertura permitió observar que existe capacidad de abatimiento de la napa (mm) expresada como la diferencia entre el consumo de agua y las precipitaciones ocurridas durante el ciclo del cultivo y una relación entre lámina de agua y profundidad de napa de 1:4 (Tabla 2).

Tabla 2: Capacidad promedio de abatimiento de la napa (cm) de un Cultivo de Cobertura para el período 2000-2016 en la región centro sur de la provincia de Córdoba.

Variable	Napa	Media	Mínima	Máxima	Q1 (25%)	Q3 (75%)
Abatimiento de la napa (mm)	Sin Influencia	15,1	-12,5	29,7	12,8	23,1
	Napa a 1 m	34,3	-0,6	63,5	25,9	43,1
	Napa a 2 m	24,0	-12,5	38,8	18,1	31,7

Q1 y Q3 representan los valeres del cuartil 1 y 3, respectivamente.

La capacidad de abatimiento varió según la condición hídrica del año simulado y la influencia de la napa sobre el cultivo, presentando valores desde -12,5 cm, en un año con altas precipitaciones y condiciones donde la influencia de la napa fue media (napa a 2 m) o nula; hasta valores de 63,5 cm en condiciones con aporte bajo de las precipitaciones y

donde el cultivo de cobertura tenía una alta disponibilidad de agua para evapotranspirar (napa a 1 m). Los valores medios de abatimiento de napa estuvieron en un rango de los 15,1 a los 34,3 cm.

CONCLUSIONES

El modelo AquaCrop presentó sensibilidad para las variables ambientales y del cultivo simuladas, por lo que podría ser utilizado en otros trabajos exploratorios de este tipo. Los mayores consumos hídricos (de hasta 174 mm), cobertura de canopeo (> 98%) y producción de biomasa aérea (11921 kg ha^{-1}) simulados en este trabajo se dieron en las condiciones donde la napa tenía una alta interacción con el cultivo de cobertura, es decir a una profundidad de 1 m. A su vez, la mayor variabilidad se dio en la condición sin influencia de napa, indicando la dependencia del cultivo de cobertura de las precipitaciones durante su ciclo. La medida de capacidad de abatimiento de la napa (de hasta 63,5 cm) encontrada en este trabajo destaca la utilidad de los cultivos de cobertura en la rotación, para el consumo de excesos hídricos en zonas donde el ascenso de las napas freáticas puede generar inconvenientes. Se suma así otro beneficio importante de esta práctica de manejo agronómico.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por los Proyectos “Ascenso de la Napa freática e inundaciones en el este de Córdoba” – Convenio INTA – AUDEAS – CONADEV y “Manejo integrado y gestión Ambiental de los cultivos industriales de la zona centro” - Programa Nacional Cultivos industriales de INTA.

BIBLIOGRAFÍA

- Cisneros J.M., H.A. Gil; J.D. de Prada; A.J. Degioanni; A. Cantero & O. Giayetto. 2014. Estado actual, pronósticos y propuestas de control de inundaciones en el centro-este de la provincia de Córdoba. Informe Técnico. Servicio de Conservación y Ordenamiento de Tierras (SECYOT). 22 p.
- Cisneros, J. M., J. J. Cantero, A. Cantero G. 1997. Relaciones entre la fluctuación del nivel freático, su salinidad y el balance hídrico, en suelos salino-sódicos del centro de argentina. Rev. UNRC 17 (1): 23-35.
- Cisneros, J.M., Scilingo J.M.; Giayetto, O., Morla F.D. & E. Jobaggy. 2013. Uso del modelo de simulación AquaCrop - FAO para estimar el aporte subterráneo de agua al cultivo de soja. *XXIV Congreso Nacional del Agua*. San Juan, Argentina.
- Giayetto O. & F.D. Morla. 2013. Calibración de Modelos en Cultivos Agrícolas. En: *Bases conceptuales y metodológicas para el ordenamiento territorial en el medio rural*. Giayetto O.; Plevich J. O.; Lallana V. H. y M. A. Pilatti, Eds. LibroClick Ediciones, Río Cuarto (Córdoba). p 281 - 292.
- Jobbágy, E.G. & R.B. Jackson. 2004. Groundwater use and salinization with grassland afforestation. *Global Change Biology* 10:1299-1312.
- Jobbágy, E.G., & M.D. Nosetto. 2009. Napas freáticas: pautas para comprender y manejar su impacto en la producción. In *XVII Congreso Nacional de AAPRESID. Argentina*.
- Jobbágy, E.G., M.D. Nosetto, C.S. Santoni & G. Baldi. 2008. El desafío ecohidrológico de las transiciones entre sistemas leñosos y herbáceos en la llanura chaco-pampeana. *Ecología Austral* 18: 305-322.
- Lal, R., Reicosky, D.C., & J.D. Hanson. 2007. Evolution of the plow over 10,000 years and the rationale for no-till farming. *Soil and Tillage Research*, *93*(1): 1-12.
- Morla, F.D.; Giayetto, O.; Girardi, D.M.; Fernandez, E.M.; Cerioni, G.A.; Kearney, M.I.T.; Violante, M.G.; & M.B. Rosso. 2015. Efecto de un cultivo de cobertura, sembrado durante la cosecha de maní, sobre el agua del suelo y rendimiento de un cultivo de soja. *XXX Jornada Nacional del Maní*. General Cabrera, Córdoba.
- Steduto, P., Hsiao, T.C., Raes, D., & E. Fereres. 2009. AquaCrop—The FAO crop model to simulate yield response to water: I. Concepts and underlying principles. *Agronomy Journal*, *101*(3): 426-437.
- Van Keulen, H. 1975. Simulation of water use and herbage growth in arid regions. Simulation Monographs, Pudoc, Wageningen, The Netherlands, 184 p.
- Vanuytrecht, E., Raes, D., Steduto, P., Hsiao, T.C., Fereres, E., Heng, L.K., & P.M. Moreno. 2014. AquaCrop: FAO's crop water productivity and yield response model. *Environmental modelling & software*, *62*: 351-360.

C4P91. HACIA EL MANEJO ESPACIAL DE LA FERTILIDAD DE SUELOS EN LA REGIÓN PAMPEANA

Navarro, Martín; Díaz, Eduardo y Díaz-Zorita, Martin.

Desarrollo de Tecnologías en Monsanto, Ruta 188 Km 77, (2700), Pergamino, Buenos Aires, Argentina.
martin.navarro@monsanto.com

RESUMEN

Los atributos que influyen sobre el desempeño de los cultivos varían en el espacio y tiempo. Su estructura espacial es específica para cada lote y su cuantificación es necesaria para la aplicación del manejo sitio-específico. El objetivo de este estudio es analizar la estructura espacial de Fósforo (P), Materia orgánica (MO) y Zinc (Zn) para la elaboración de diagnósticos de fertilización y su potencial aplicación para el manejo variable de la nutrición de cultivos. En 28 lotes de producción de la región pampeana central, durante las campañas 2012 a 2014, se tomaron muestras de suelos (capa de 0 a 20 cm) según un patrón en grilla. La superficie de los lotes varió entre 68 y 136 ha y la intensidad de muestreo de suelos en cada uno fue de dos muestras compuestas de 10 submuestras por cada hectárea (0,5 muestras ha^{-1}). En total se evaluaron 6231 muestras. En este estudio los datos de cada lote se analizaron calculando parámetros estadísticos descriptivos (promedio, mediana, coeficiente de variación, rangos según distribución de frecuencias). Se realizó un análisis de la variabilidad espacial de cada una de las propiedades físicas del suelo utilizando herramientas geoestadisticas para definición y ajuste de semivariograma. En la mayoría de los casos estudiados, la distribución espacial de MO P y Zn en suelos bajo prácticas agrícolas representativas de la región pampeana muestra patrones ajustables a partir de la información de muestreos en grillas. Sin embargo, se observan diferencias tanto entre las propiedades evaluadas como los tipos de modelos que permiten su análisis espacial. La información analizada no resultó suficiente para la identificación de condiciones específicas de distribución de las propiedades analizadas para la caracterización completa predictiva de patrones de variabilidad por lo que estudios posteriores procurarán la incorporación de otras variables de evaluación espacial de los sitios.

Palabras claves: Diagnóstico de fertilización, fósforo, zinc

INTRODUCCIÓN

En Argentina, nitrógeno (N), fósforo (P) y azufre (S) son los nutrientes que en mayor medida limitan rendimientos agrícolas y cationes como potasio (K), calcio (Ca) y magnesio (Mg) lo hacen solo en situaciones particulares. Respecto a los micronutrientes, los más estudiados en la región pampeana son molibdeno (Mo), boro (Bo), zinc (Zn) y manganeso (Mn), presentando la respuesta a estos resultados variables debido a que las deficiencias no son generalizadas o están asociadas a cultivos de alto rendimiento (Salvagiotti, 2013). Algunos relevamientos actuales de suelos sugieren que la disponibilidad de Zn en una amplia área de la región pampeana limitaría los rendimientos de los cultivos (Sainz Rozas *et al.*, 2013).

Las recomendaciones de fertilización frecuentemente requieren de la toma de muestras de suelos para su análisis de laboratorio y la cuantificación de los niveles de algunas propiedades de diagnóstico. Diversos estudios describen la variabilidad espacial dentro de los lotes de producción, tanto en términos productivos observables en mapas de rendimientos como de distribución de los nutrientes en el suelo (Alesso *et al*., 2012; Lopez de Sabando *et al*., 2010). Según Navarro *et al*. (2017), los niveles extractables de algunos nutrientes tales como P y Zn en lotes agrícolas de la región pampeana bajo prácticas regulares de producción (cultivos, estrategias de fertilización, niveles de producción, etc.) muestran distribuciones asimétricas con sesgo positivo. Por lo tanto, los diagnósticos de necesidades de fertilización con P o con Zn, y potencialmente de otros elementos vinculados al ciclo de la materia orgánica, a partir del análisis de suelos con muestras compuestas conduce a la aplicación insuficiente de estos nutrientes tomándose como lotes con adecuada oferta de P y de Zn a casos donde más del 50% del área presenta concentraciones inferiores a las críticas consideradas como referencia (Navarro *et al*. 2017).

El objetivo de este estudio es, a partir de la integración de muestreos en grilla de lotes agrícolas representativos de la región pampeana, analizar la estructura espacial de algunas propiedades edáficas para la elaboración de diagnósticos de fertilización y su potencial aplicación para el manejo variable de la nutrición de cultivos.

MATERIALES Y MÉTODOS

En 28 lotes de producción de la región pampeana central, durante las campañas 2012 a 2014, se tomaron muestras de suelos (capa de 0 a 20 cm) según un patrón en grilla. Los lotes estudiados fueron seleccionados por representar condiciones regulares de producción agrícola, mayormente bajo prácticas continuas en siembra directa con diversas secuencias de cultivos mayormente de soja y de maíz, planteos de fertilización con P (desde poco frecuente, de suficiencia en cereales y hasta de mantenimiento y reposición según niveles extraídos con los cultivos) y con Zn (desde nula a frecuente en cultivos de maíz), tipos de suelos (Hapludoles énticos a Argiudoles típicos).

La superficie de los lotes varió entre 68 y 136 ha y la intensidad de muestreo de suelos en cada uno fue de dos muestras compuestas de 10 submuestras por cada hectárea (0,5 muestras ha^{-1}). En total se evaluaron 6231 muestras en las que, entre otras propiedades, se determinaron los contenidos extractables de P y de Zn según la metodología de Mehlich-3 (Mehlich, 1984) y de materia orgánica por digestión húmeda (método de Walkley y Black). Debido a que los niveles de extracción de Zn con el método Mehlich-3 son mayores que los obtenidos con DTPA, dichos valores se transformaron a niveles Zn con extractante DTPA utilizando una relación lineal de 0,62 a 1, según la relación entre ambas metodologías a partir de resultados obtenidos por Hernán Sainz Rosas (comunicación personal).

En este estudio los datos de cada lote se analizaron calculando parámetros estadísticos descriptivos (promedio, mediana, coeficiente de variación, rangos según distribución de frecuencias). Se realizó un análisis de la variabilidad espacial de cada una de las propiedades físicas del suelo y el rendimiento del cultivo utilizando herramientas geoestadisticas para definición y ajuste de semivariograma de acuerdo con Isaak y Srivastava (1989). De esta manera es posible realizar el ajuste de un modelo matemático que represente la variabilidad espacial de los parámetros estudiados. Los parámetros de ajustes son: efecto pepita; Varianza estructural y Rango. El efecto pepita representa la variabilidad no detectada en el muestreo. La varianza estructural indica hasta qué punto la variabilidad de los datos se incrementa hasta que no hay más semejanza entre la variabilidad de las muestras y el rango muestra hasta que distancia las muestras tienen dependencia espacial. Para los análisis estadísticos se utilizó el programa Infostat (Di Rienzo *et al*., 2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los niveles extraídos de P variaron entre 7,4 y 39,2 mg kg^{-1}, los de Zn entre 0,5 y 1,8 mg kg^{-1} y los contenidos de materia orgánica entre 1,6 y 3,2 %. En todos los casos mostraron alta variabilidad tanto entre lotes como dentro de estos (Tabla 1, Fig.1).

Tabla 1: Descripción de propiedades de suelos agrícolas representativos de la región pampeana. Promedio de parámetros dentro de 28 lotes de producción. MO = materia orgánica D.E. = desvío estándar, CV = coeficiente de variación (%), Q1 = primer cuartil. Q3 = tercer cuartil, P(10) = 10% inferior, P(90) = 10% superior

Variable	Media	D.E.	CV	Mín	Máx	Mediana	P(25)	P(75)	P(10)	P(90)
Zn (mg kg^{-1})	1,09	0,64	58,25	0	10	1	0,7	1,3	0,5	1,8
P (mg kg^{-1})	21,77	15,21	69,87	2,98	150	18,24	11,56	27,3	7,4	39,2
MO (%)	2,38	0,63	26,53	0,63	5,3	2,39	1,93	2,8	1,6	3,2

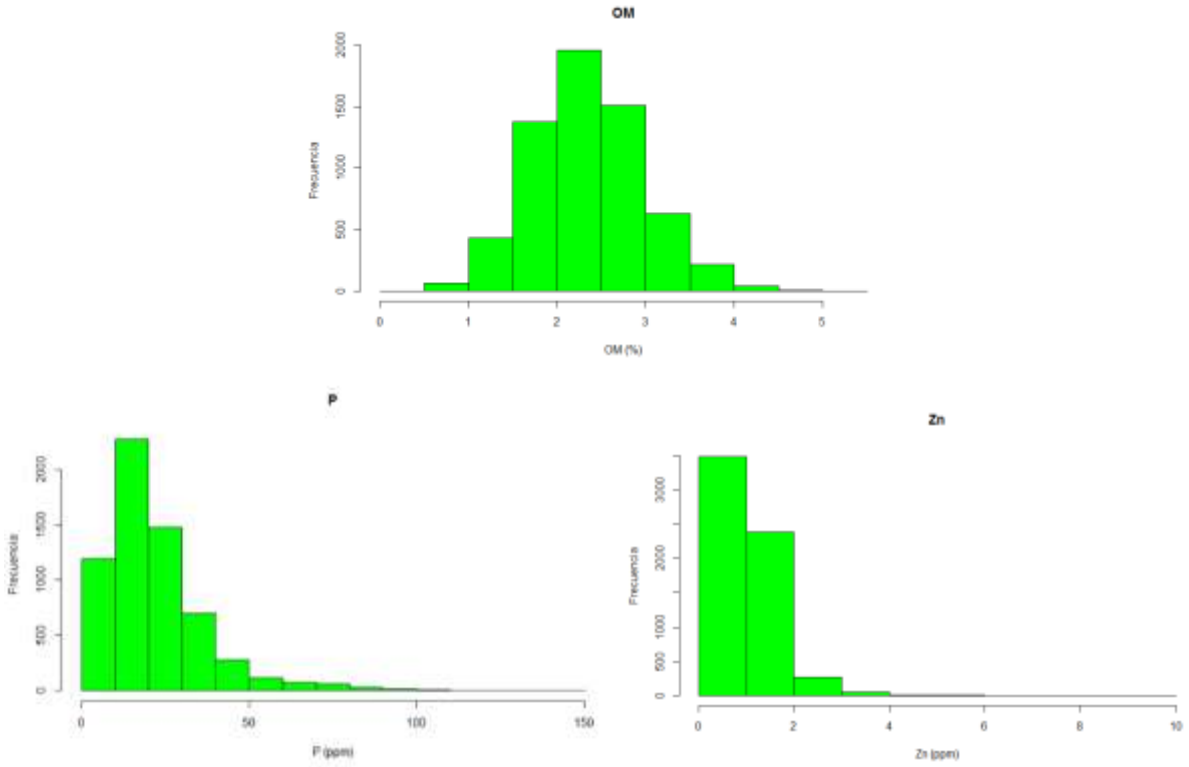


Figura 1. Distribución de frecuencias de propiedades edáficas entre 6231 observaciones de 28 lotes de producción representativos de la región pampeana.

A nivel general, integrando todos los lotes, se observó una relación positiva y débil entre P y MO; y Zn y MO (coeficiente de correlación 0,18 y 0,31 respectivamente). En el caso de la relación P y Zn también fue positiva pero más fuerte, con un coeficiente de correlación de 0,5. Todas las correlaciones fueron significativas ($p \leq 0.01$). Los valores de correlación a nivel de lote variaron entre 0,01 y 0,42 para P y MO, entre 0,09 y 0,52 para Zn y MO y 0,12 y 0,76 para P y Zn. No se observó una tendencia de lotes con altas o bajas correlaciones para todas las variables, sino que fue individual para la combinación de lote y par de variables a analizar. Por ejemplo, el lote que presentó máxima correlación entre P y Zn (0,76), mostró valores de 0.08 para Zn y MO y 0.28 para Zn y P.

Los contenidos de materia orgánica y de los niveles extractables de Zn se ajustaron a modelos espaciales de distribución en (20/28) % de los lotes evaluados mientras que en el caso de los niveles extraídos de P el ajuste se logró en (26/28) % de los casos analizados. Sin embargo, los casos sin ajustes espaciales en la distribución de las propiedades evaluadas no fueron coincidentes ni mostraron características uniformes que sugieran condiciones en los patrones de variabilidad específicos para su identificación (Tabla 2). Entre los lotes con ajuste espacial también se describieron diferencias entre los modelos que permitieron tal análisis, en el caso de las propiedades P y MO entre el 70 y 75% de los ajustes fueron según modelos esféricos mientras que para Zn este modelo se ajustó en el 60% de los lotes.

Tabla 2: Caracterización de los casos sin ajuste espacial en la distribución de propiedades de suelos representativos de la región pampeana. MO = materia orgánica, D.E. = desvío estándar, CV = coeficiente de variación (%), Q1 = primer cuartil. Q3 = tercer cuartil, P(10) = 10% inferior, P(90) = 10% superior

Variable	Lote	Media	D.E.	CV	Mín	Máx	Mediana	P(25)	P(75)	P(10)	P(90)
P (mg kg^{-1})	1	14,97	8,44	56,39	5,76	76,53	12,86	10,06	16,32	8,5	23,09
	2	26,99	9,21	34,15	7,25	80,35	25,97	20,63	31,65	17,22	37,91
	Prom	**21,55**	**13,08**	**67,05**	**7,46**	**92,44**	**18,06**	**13,90**	**24,09**	**11,34**	**35,37**
Zn (mg kg^{-1})	1	0,79	0,62	78,5	0,11	6,53	0,66	0,49	0,95	0,38	1,31
	2	1,28	0,49	38,07	0,5	5,8	1,2	1	1,4	0,9	1,8
	3	1,21	0,37	30,78	0,7	2,8	1,1	0,9	1,4	0,8	1,7
	4	0,66	0,54	81,37	0,27	7,87	0,56	0,46	0,72	0,38	0,93
	5	1,33	0,34	25,69	0,9	2,9	1,2	1,1	1,4	1,1	1,8
	6	1,7	0,5	29,32	0,8	3,6	1,6	1,3	2	1,1	2,4
	7	0,85	1	118,38	0,21	9,9	0,58	0,44	0,88	0,36	1,49
	8	1,05	0,96	91,24	0,26	10	0,85	0,65	1,13	0,51	1,59
	Prom	**1,12**	**0,47**	**43,54**	**0,34**	**4,31**	**1,028**	**0,85**	**1,27**	**0,71**	**1,60**
MO (%)	1	2,33	0,21	9,07	1,8	2,9	2,3	2,2	2,5	2,1	2,6
	2	2,15	0,41	19,2	1,47	4,06	2,09	1,86	2,38	1,66	2,68
	3	2,28	0,44	19,35	1,43	4,13	2,25	1,93	2,54	1,75	2,85
	4	2,31	0,72	31,1	0,92	4,66	2,22	1,79	2,82	1,4	3,27
	5	3,46	0,42	12,17	2,1	4,7	3,5	3,2	3,7	3	4
	Prom	**2,40**	**0,46**	**19,55**	**1,28**	**3,85**	**2,40**	**2,07**	**2,67**	**1,82**	**2,98**

Los parámetros de descripción de los modelos espaciales de distribución ajustados según el modelo esférico (20 lotes para P, 18 lotes para Zn y 20 lotes para MO) se presentan en la tabla 3. Se observa que los rangos de autocorrelación varían según la propiedad considerada siendo en promedio menor en el caso de MO que en el de P y de Zn.

Al comparar los casos correspondientes a los 4 lotes de menor rango de autocorrelación con los 4 de mayor rango (Tabla4) se observó para todas las variables que los lotes de menor rango presentaron una media inferior en comparación a los lotes de mayor rango. En el caso de P y MO también se observó un menor CV en comparación a los lotes de mayor rango.

Considerando el diseño de estrategias de caracterización por muestras en diseños de grillas y asumiendo que entre 2 puntos consecutivos sería conveniente el ajuste de las tendencias espaciales con al menos 3 observaciones dentro del rango de autocorrelación, se requerirían entre 4 y 23 observaciones cada 10 has según la propiedad a caracterizar.

Tabla 3: Caracterización de los casos sin ajuste espacial en la distribución de propiedades de suelos representativos de la región pampeana. MO = materia orgánica

Variable	N° Lotes	Rango promedio (m)	Rango mínimo (m)	Rango máximo (m)	Distancia de Muestreo (m)	Muestras por ha
MO	20	198	81	400	66	2,3
P	20	370	130	657	123	0,7
Zn	18	451	148	1000	150	0,4

Tabla 4: Propiedades en sitios con rangos contrastantes de autocorrelación en propiedades de suelos representativos de la región pampeana. MO = materia orgánica, D.E. = desvío estándar, CV = coeficiente de variación (%), Q1 = primer cuartil. Q3 = tercer cuartil, P(10) = 10% inferior, P(90) = 10% superior

Variable	Rango	Media	D.E.	CV	Mínimo	Máximo	Mediana	P(25)	P(75)	P(10)	P(90)
P (mg kg^{-1})	menor	21,40	11,99	61,89	8,09	97,30	18,26	14,66	23,98	12,38	32,61
	mayor	25,27	15,6	73,21	9,23	105,46	20,99	16,44	28,92	13,42	40,54
	Prom	**22,80**	**13,19**	**62,97**	**7,92**	**90,45**	**19,33**	**14,90**	**25,54**	**12,14**	**37,12**
Zn (mg kg^{-1})	menor	0,77	0,46	57,97	0,22	4,89	0,66	0,52	0,89	0,41	1,16
	mayor	1	0,34	34,66	0,3	3,65	0,97	0,77	1,12	0,65	1,35
	Prom	**1,15**	**0,46**	**41,47**	**0,37**	**4,14**	**1,05**	**0,88**	**1,30**	**0,74**	**1,64**
MO (%)	menor	2,51	0,36	14,48	1,47	3,74	2,52	2,25	2,72	2,07	3,0
	mayor	2,77	0,52	19,68	1,5	4,49	2,72	2,38	3,07	2,11	3,44
	Prom	**2,38**	**0,45**	**19,70**	**1,13**	**3,80**	**2,38**	**2,05**	**2,65**	**1,81**	**2,96**

La información analizada no resultó suficiente para la identificación de condiciones específicas de distribución de las propiedades analizadas para la caracterización completa predictiva de patrones de variabilidad por lo que estudios posteriores procurarán la incorporación de otras variables de evaluación espacial de los sitios (ej, altimetría, conductividad eléctrica, etc.) para el diseño de propuestas de caracterización de estos indicadores de fertilidad edáfica y planteos de recomendación de manejo de la fertilización.

CONCLUSIONES

En la mayoría de los casos estudiados, la distribución espacial de contenidos de MO y niveles extractables de P y de Zn en suelos bajo prácticas agrícolas representativas de la región pampeana muestra patrones ajustables a partir de la información de muestreos en grillas. Sin embargo, se observan diferencias tanto entre las propiedades evaluadas como los tipos de modelos que permiten su análisis espacial.

En el caso de análisis de distribución espacial ajustada empleando modelos esféricos los rangos de autocorrelación difirieron entre las propiedades evaluadas afectando los diseños de grillas de evaluación o la intensidad de las observaciones. En general la caracterización de los contenidos de materia orgánica requiere mayor frecuencia de observaciones que en el caso de los niveles extractables de P y de Zn.

BIBLIOGRAFÍA

- Alesso, CA; MA Pilatti; S Imhoff & M, Grilli. 2012. Variabilidad espacial de atributos químicos y físicos en un suelo de la pampa llana santafesina. Ciencia del Suelo 30: 85-93,
- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez & M Tablada. 2017. InfoStat versión 2017, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www,infostat,com,ar. 14/04/2017
- Isaaks, EH & RM Srivastava. 1989. An Introduc-tion to Applied Geostatistics. Oxford UniversityPress. New York. USA. 561 pp.
- Lopez de Sabando, MJ; M, Díaz-Zorita & P Mercuri. 2010. Variability in wheat crop production base on management zones in Humid Pampas Region. Proceedings of the 10th International Conference on Precision Agriculture. Colorado (EUA). En CD.
- Mehlich, A. 1984. Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. Commun Soil Sci Plant Anal.15: 1409-1416
- Navarro, M; M Diaz Zorita; M Bermudez & H Gonzalez. 2017. Interpretación de niveles de fósforo y de zinc extractables de suelos agrícolas según su variabilidad dentro de los lotes. Simposio Fertilidad 2013. Rosario, Santa Fé, Argentina. Pp 41-46.
- Salvagiotti, F. 2013. ¿Cómo podemos aumentar los rendimientos de soja? La visión desde la nutrición. Proc Simposio de Fertilidad 2013. Rosario. Pp 45-50
- Sainz Rozas, H; RM Eyherabide; HE Echeverría; PA Barbieri; HP Angelini; G Larrea; GN Ferraris & M Barraco. 2013. ¿Cuál es el estado de la fertilidad de los suelos argentinos?. Simposio Fertilidad 2013. Rosario, Santa Fé, Argentina.

C4P92. DEGRADACIÓN DE SUELOS EN UNA ZONA DE RIEGO. CARACTERIZACIÓN Y RECUPERACIÓN MEDIANTE SIEMBRA DIRECTA

Nazar, Pablo E. y Galizzi, Fernando A.

Facultad de Agronomía y Agroindustrias. Universidad Nacional de Santiago del Estero. Avenida Belgrano sur 1912. 4200. Santiago del Estero. Argentina. Autor de contacto: fgalizzi@unse.edu.ar

RESUMEN

Los suelos de la zona de riego del Rio Dulce se han desarrollados sobre materiales aluvial y eólico. En los suelos loessicos (eólicos) predomina el limo como partícula textural. Presentan propiedades características, como son moderados contenidos de materia orgánica, riesgo de compactación, estructura frágil y escaso desarrollo del perfil (A- AC- C), lo cual le otorgan mayor facilidad a la degradación. La densidad aparente (Dap), porosidad total (Pt), resistencia a la penetración (Rp), índice de estabilidad estructural (EE), conductividad eléctrica (CE), pH, carbono orgánico del suelo (COS), carbono de la respiración (Cr), fosforo disponible (Pd) y otras propiedades más, que son atributos del suelo, y que sirven para caracterizar, determinar y cuantificar la degradación si se dispone de un suelo de referencia. Siembra directa (SD) y rotaciones son prácticas conservacionistas que pueden regenerar algunas propiedades del suelo, revirtiendo o disminuyendo un proceso degradatorio. Con la finalidad de evaluar el efecto de la SD y rotaciones sobre un suelo degradado se estudiaron variables edáficas en un ensayo con riego que involucran diferentes secuencias de cultivos. Se determinaron Dap, Rp y COS en dos profundidades, 0-10 cm y 10-20 cm y en dos momentos, al inicio del ensayo y después de 4 años. Se observó que las propiedades se han comportado con distintas tendencias. Hay una mejora en Dap y COS pero Rp aumentó. Los efectos generados por la SD y rotaciones no fueron tan concluyente debido al escaso tiempo transcurrido, aunque si marcan una tendencia de mejora en algunas propiedades estudiadas.

Palabras claves: suelo loéssico, propiedades físicas, químicas

INTRODUCCIÓN

La zona de riego del Proyecto Rio Dulce, está ubicada en la zona central de la provincia de Santiago del Estero y se ha desarrollado sobre suelos de origen aluvial y loéssico (Duffau *et al.*, 2000). Los suelos de origen loéssico presentes en esta área, combinan perfiles poco desarrollados con características físicas particulares (texturas limosas, baja estabilidad estructural, riesgo de compactación) y con propiedades químicas como un contenido moderado a bajo de materia orgánica humificada que hacen que estos tipos de suelos se alteran fácilmente y rápidamente cuando son desmontados e incorporados a la producción agrícola (Ramsperguer, 1992). En la provincia de Santiago del Estero distintos estudios han determinado que la calidad del suelo disminuye cuando se desmonta y se introduce la agricultura, ya sea en la zona de riego como en la zona de secano (Ramsperguer, 1992; Roldán *et al*., 2000; Galizzi *et al.*, 2012).

El carbono orgánico del suelo (COS) disminuye rápidamente cuando se trasforma un suelo virgen a suelo laboreado y luego de un tiempo se alcanza un nuevo equilibrio quedando la COS estabilizada a un nivel mucho más bajo. Así Casanobas *et al*. (1995) señalan que la perdida de COS durante los primeros años de agricultura convencional es más alta que en los años subsiguientes. Durante los 3 primeros años de cultivo se pueden perder el 80% de las pérdidas de carbono lábil (Quiroga *et al.*, 2001). Esto sucede, porque en suelo agrícola, la materia orgánica se pierde con la labranza y por incrementos de los sucesivos laboreos que aumentan la descomposición de residuos orgánicos frescos, por una estimulación de la aireación, es decir, esta práctica producirá un aumento de la actividad biológica y mineralización de COS.

Estos cambios en los contenidos de materia orgánica atribuibles al manejo afectarían los niveles y rango de variación de algunas propiedades físicas (Quiroga *et al.*, 2001). Además puede afectar significativamente la producción debido a su influencia sobre la distribución de COS, la actividad microbiana y la dinámica de nutrientes (Banegas *et al*., 2007). Para tratar de revertir estos procesos de degradación se pueden proponer distintas "estrategias" de intervención conservacionistas de COS, tales como rotación de cultivo, siembra de pasturas, siembra directa, labranza reducida, incorporación de abonos orgánicos, siembra de abonos verdes, cultivos de cobertura, etc. Al incrementar la cantidad de cultivos que se hacen por año o incorporar en la rotación cultivos de mayor producción de biomasa, como el maíz, es mayor el nivel de carbono del suelo luego de varios años, que en secuencia con menos cultivos por año o de menor

producción de biomasa (Álvarez, 2006). A su vez los residuos de diferentes especies de plantas, contribuyen de manera diferencial a las fracciones de materia orgánica del suelo (Silberman *et al.*, 2015). Por lo que, la correcta elección de una combinación de rotaciones y labranzas puede ser una herramienta útil para reducir los riesgos de degradación del suelo y maximizar la producción con el mínimo compromiso para el ambiente (Eiza *et al.*, 2005).

La siembra directa y las rotaciones son dos prácticas de manejo conservacionista del suelo que contribuyen a mantener la fertilidad del suelo y detener su degradación. La evaluación de la condición física y química del suelo en ensayos de larga duración es una herramienta que permite establecer si la combinación de distintas secuencias de cultivos y SD puede originar algún cambio positivo o mejora del suelo.

Se ha estudiado el efecto de la SD y las rotaciones sobre las propiedades de un suelo loéssico no degradado (Tejedor *et al*., 2015; Elías Tissera, 2016) pero no hay información que explique si las practicas conservacionistas pueden revertir o contrarrestar un proceso degradatorio a través de rotaciones de cultivos y SD. El objetivo general de este trabajo fue "Cuantificar la posible recuperación del suelo degradado, después de 4 años de aplicación de un manejo conservacionista que combina siembra directa, rotaciones de cultivos extensivos y riego por gravedad".

MATERIALES Y MÉTODOS

El suelo en estudio se clasificó como *Haplustol torriorténtico* Serie La María (Angueira & Zamora, 2007), es franco-grueso, mixto, hipertérmico, de escaso desarrollo presentando una secuencia de horizontes A-AC-C (Lorenz, 1995).

Este ensayo se lleva a cabo en el Lote "1" del Campo Experimental "Ing. Agr. Francisco Cantos" del INTA Santiago del Estero. Tiene un diseño experimental en bloques completos al azar con 5 repeticiones. Son 5 tratamientos consistentes en diferentes tipos de secuencias de cultivos. El tamaño de cada parcela es 25 m por 20 m (500 m^2). Los tratamientos y los cultivos por año o ciclo agrícola se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1. Secuencia de rotaciones (tratamientos)

	1er ciclo				2º ciclo			
Trata-	**1 año**	2 año	3 año	**4 año**	5 año	6 año	7 año	8 año
miento	**2013/14**	2014/15	2015/16	**2016/17**	2017/18	2018/19	2019/20	2020/21
T1	**Alg**	Alg	Alg	**Alg**	Alg	Alg	Alg	Alg
T2	**Mz**	Alg	Alg	**Sj**	Alg	Alg	Mz	Alg
T3	**Mz**	Sj	Alg	**Alg**	Mz	Sj	Alg	Alg
T4	**Mz**	Alg	Alg	**Mz**	Alg	Alg	Mz	Alg
T5	**Tr-Mz**	Alg	Alg	**Tr-Sj**	Alg	Alg	Tr-Mz	Alg

Nota: Sj = soja; Tr = trigo; Alg = algodón; Mz= maíz

Muestreo del suelo

Se hizo un muestreo al inicio del ensayo (campaña 2013-2014) en época estival, y un segundo muestreo en la campaña 2016-2017 en los meses de abril y mayo, a los efectos de comparar 4 años de manejo con rotaciones y siembra directa. Se muestreó el lote sacando una muestra compuesta por cada parcela a dos profundidades, 0-10 cm y 10-20 cm.

Determinaciones

Densidad aparente (Dap): mediante un cilindro metálico (Lorenz, 2004). Se usaron cilindros de 100 cm^3 y se expresa en g cm^{-3}. Se extrajeron cilindros a dos profundidades 0-10 cm y 10-20 cm

Resistencia a la penetración (Rp) con un penetrómetro dinámico (golpes) con punta en forma de cono con ángulo de 50º y constante del aparato de 1560 kPa . cm. Se expresa en kPa (0,001 MPa) (Oneto & Ferreiro, 2011).

Contenido de agua del suelo (Hv): por gravimetría a diferentes profundidades. Se expresa en % volumen en volumen. Este muestreo se hizo en forma conjunta con la medición de la resistencia a la penetración

Carbono orgánico del suelo (COS): por Walkley-Black (Nelson & Sommers, 1996) por la técnica macro. Se expresa en % p/p.

Análisis de los datos

Los datos se analizaron mediante ANOVA y las medias se contrastaron con el test de diferencia límite significativo (DLS, Fisher) con un nivel de significancia del 0,05. El ANOVA se realizó con el software InfoStat (Di Rienzo *et al*., 2013).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Densidad aparente (Dap)

La densidad aparente es una propiedad física que se relaciona con la estructura, textura y la cantidad y calidad del espacio poroso del suelo. También es una variable muy sensible al manejo del suelo.

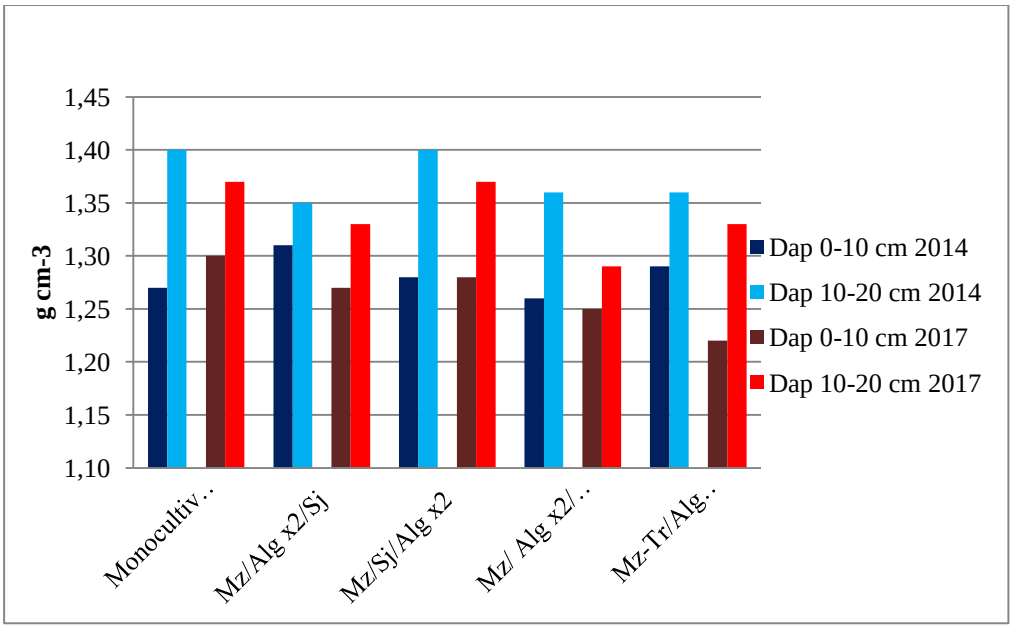


Figura 1. Valores promedios de Dap (g cm^{-3}) por tratamiento profundidad y año

En la figura 1 se muestran los valores medios de densidad aparente por profundidad, tratamiento y año para el ensayo de rotaciones y SD. Al momento inicial, la densidad aparente de los 5 tratamientos no fueron diferentes estadísticamente y el promedio para el ensayo estuvo entre 1,28 y 1,35 g cm^{-3} en las dos profundidades estudiadas. Al cabo de 4 años de manejo conservacionista se observa que para la capa de 0-10 cm no hay diferencias entre los tratamientos, pero si hay diferencias estadísticamente significativas en la capa de 10-20 cm entre tratamientos, siendo que los tratamientos T1 (monocultivo de algodón) y T3 (maíz, soja y dos años de algodón) tienen valores de densidad aparente mayores que el tratamiento T4 (maíz, dos años de algodón y maíz).

En las dos fechas estudiadas siempre la densidad aparente de la capa 10-20 cm fue superior a la de 0-10 cm. Al comparar la Dap por tratamiento entre fechas no tuvo diferencias significativas, sin embargo, en el segundo muestreo, fue menor en la profundidad de 10-20 cm en comparación con el primer muestreo. Los resultados de este trabajo concuerdan con Oneto *et al*. (2005) que estudiaron diferentes propiedades con labranza tradicional y reducida y concluyeron que luego de 9 años con labranza reducida encontraron disminuciones en esta propiedad.

Resistencia a la penetración (Rp)

La resistencia mecánica a la penetración es una propiedad física que mide la dureza o compactación del suelo y expresa la resistencia que ofrece el suelo a la exploración de las raíces. Es una propiedad variable con la profundidad y con el contenido de humedad. Indica la profundidad y el espesor del suelo que esta endurecido.

En la figura 3 se muestran valores promedios de Rp para el año 2017(no se muestran los valores al inicio del ensayo). Se observa que en ambos momentos de muestreo se mantiene la tendencia general, destacándose que la zona de mayor compactación está entre 15-20 cm salvo en el tratamiento T1. También se puede ver que comparando los años para un mismo tratamiento, hay diferencia significativa en el T1 a 15 y 20 cm, donde es mayor en el segundo muestreo, en el T2 se observan diferencias a 5, 10, 15 y 25 cm de profundidad, en el T3 todos las profundidades del 2017 son mayores y presentan diferencia significativa con las del inicio, en el T4 se observan diferencias a 5, 10, 20 y 25 cm siendo mayores nuevamente en el 2017, y en el T5 se aprecia una diferencia significativa en todas las profundidades siendo mayor en el 2017. Resulta de mucha importancia destacar que los datos tomados en el último muestreo fueron con mayor porcentaje de humedad, lo que indica, al haber diferencias significativas entre años, y ser mayor en todos los casos en el último año que hay un endurecimiento absoluto con respecto de la situación inicial del ensayo. El aumento de la resistencia a la penetración en todos los tratamientos en la segunda fecha, se relacionaría con el manejo del ensayo, es decir, SD y riego

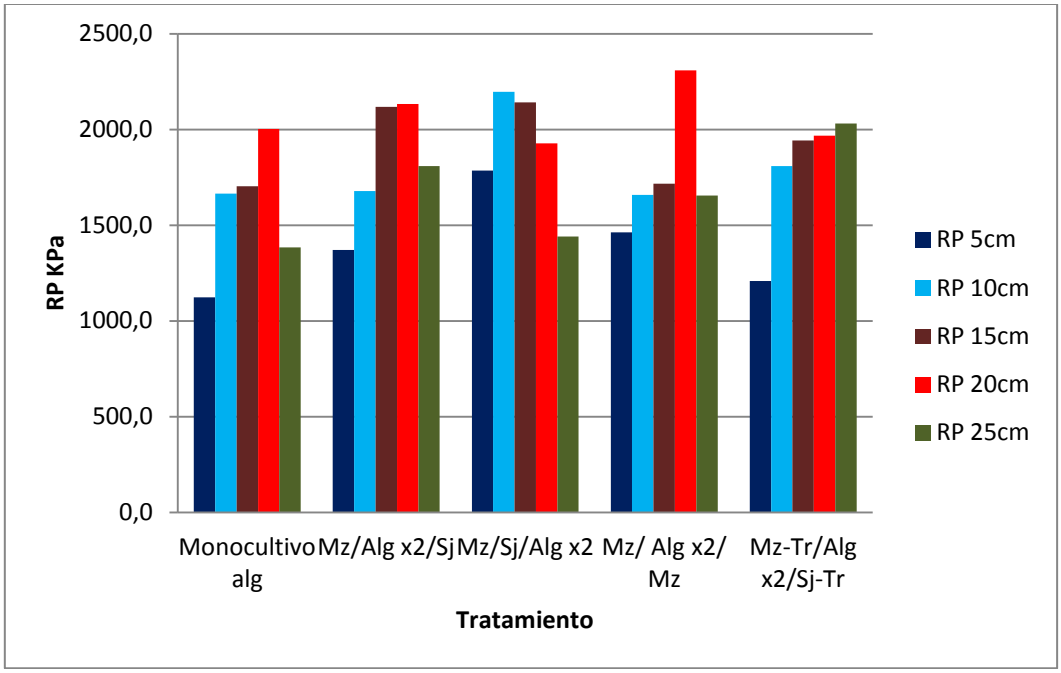


Figura 2: Valores promedios de Resistencia a la penetración (Rp, kPa) por tratamiento y profundidad del año 2017.

Carbono orgánico del suelo (COS)

Los valores de COS del ensayo de SD y rotaciones se muestran en la figura 3.

Se puede ver que en las dos fechas de muestreo no hay diferencias significativas para cada rotación ensayada. Para el T1, comparando la situación final frente a la inicial puede observarse que hay diferencias significativas en la profundidad 0-10 cm, pero en las demás rotaciones no se obtuvieron diferencias. Contrastando el promedio de 0-10 cm en los dos años, se puede observar un leve aumento en el segundo muestreo sin que esta sea significativa. Se puede notar que para el año 2017 en comparación con el año 2014 que hay una evidente estratificación del COS, así para el año 2014 el COS de 0-10 cm es solo ligeramente superior que para 10-20 cm, pero esta diferencia es bien marcada para el segundo muestreo (2017), en donde los contenidos de COS a 0-10 cm son consistentemente mayores que en 10-20 cm. Esto se explicaría por el manejo del suelo (SD) y el rastrojo que queda en superficie, pero no se observa efecto apreciable debido a los tratamientos ensayados.

Elías Tissera (2016) trabajó con SD y rotaciones en la misma serie de suelos, y obtuvo resultados semejantes para este ensayo, sin encontrar diferencias significativas entre los tratamientos planteados. Galizzi *et al*. (2012) encontraron estos mismos resultados. Oneto *et al*. (2005) trabajaron con diferentes tipos de labranzas encontraron mayores contenidos de COS en labranzas reducidas. Tejedor *et al.* (2015) al trabajar con rotaciones en siembra directa no encontraron diferencias significativas en los primeros 20 cm de suelo, donde era mayor el contenido de COS que en el siguiente

estrato, concluyendo que hay una estratificación del COS del suelo encontrando en la superficie la mayor cantidad de carbono acumulada.

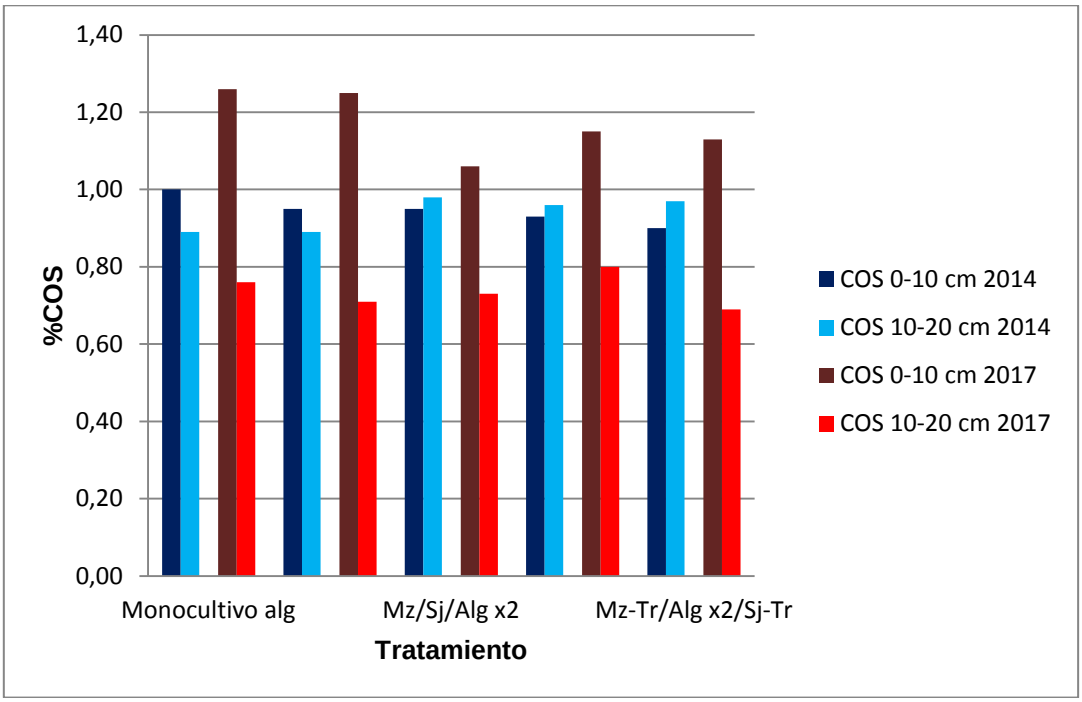


Figura 3: Valores promedios de carbono orgánico del suelo (COS) por tratamiento, profundidad y año.

CONCLUSIONES

Se observó para un suelo loéssico degradado, un manejo conservacionista con SD, rotaciones, riego y sin fertilización, que después de un plazo de 4 años, las secuencias estudiadas mostraron que hubo un mantenimiento del contenido de carbono orgánico, densidad aparente y aumentó la resistencia a la penetración. Si se han detectado cambios en algunas propiedades estudiadas a consecuencia de las diferentes rotaciones pero debido al escaso tiempo transcurrido bajo este tipo de manejo la influencia de cada rotación no ha sido tan evidente. Estos resultados indicarían que no hubo reversión de las propiedades iniciales del suelo degradado pero que se habría detenido el proceso de degradación del suelo lo cual se refleja en los valores de COS, Dap y el índice de EE.

AGRADECIMIENTOS

Al CICYT – UNSE por financiar parcialmente este proyecto de investigación.

Al INTA Santiago del Estero a través del PNCYO 1127032 por financiar el ensayo de rotaciones en el campo experimental “Ing. Agr. Francisco Cantos”.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, R. (Coord.). 2006. Materia Orgánica. Valor Agronómico y Dinámica en Suelos Pampeanos. Editorial FAUBA. I° Edición. Impreso por Orientación Grafica Editora SRL. ISBN 950-29-0911-9. 206 páginas.
- Angueira C. & E Zamora. 2007. Carta de suelos. Oeste del Área de Riego del Rio Dulce, Santiago del Estero, Argentina. Serie informes técnicos EEA Santiago del Estero N° 40. ISSN 1850 – 4086.
- Banegas, NR, AS Albanesi, R Pedraza, JA Nasca & MR Toranzos. 2007. Determinación de fracciones de carbono edáfico en un sistema pastoril bovino de la Llanura Deprimida Salina de Tucumán, Argentina. Trabajo obtenido de internet del sitio http://www.produccion-animal.com.ar/. Acceso enero de 2018.
- Casanobas E, H Echeverria & G Studdert. 1995. Materia orgánica del suelo bajo rotaciones de cultivos. Contenido total y de distintas fracciones. Ciencia del suelo 13: 16-20.

- De Leeneheer, L & M De Boodt. 1958. Determination of Aggregates Stability by the Change in Mean Weight Diameter. Inter. Symp. on Soil Structure. Medeligen. Landbouwchogeschool. Ghent (Belgium) 24: 290-300.
- Di Rienzo JA, F Casanoves, MG Balzarini, L González, M Tablada & CW Robledo. 2013. InfoStat versión 2013. Grupo InfoStat, FCA, UN de Córdoba, Argentina. http://www.infostat.com.ar
- Duffau, RA; FA Escurra; FA Galizzi & RH Soria. 2000. Tipos de suelos asociados a las unidades geomorfológicas del área de riego del Dulce (Santiago del Estero). XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata. Resúmenes, página 250.
- Eiza MJ, GA Studdert & HE Echeverría. 2005. Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: efecto de los sistemas de cultivo y de la fertilización nitrogenada. Ciencia del Suelo 23: 59-67.
- Elías Tissera, MJ. 2016. Rotaciones de cultivo en siembra directa: efectos en las fracciones de carbón del suelo. Trabajo final de intensificación para acceder al título de Ingeniero Agrónomo. FAyA - UNSE. 71 páginas.
- Galizzi FA, CC Gonzales, MC Sánchez, AE Azar & MH Mondino. 2012. Carbono orgánico en un suelo manejado con rotaciones y siembra directa. XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo. XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.
- Lorenz G. 1995. Caracterización ecológica de un suelo Eutric Regosol bajo bosque en el chaco semiárido, Argentina. Quebracho (Revista de la Facultad de Ciencias Forestales-UNSE) 3: 13-23.
- Lorenz, G. 2004. Guía de Evaluación Ecológica de sitio. Publicación de la Cátedra de Edafología Forestal. Facultad de Ciencias Forestales. UNSE. 120 páginas.
- Nelson DW & LE Sommers. 1996. Total carbon, organic carbon and organic matter. 901 – 1010. In: D Sparks, AL Page, PA Helmke; RH Loeppert, PN Soltanpour, MA Tabatabai; CT Jonhsnton & ME Sumer. Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods. Number 5 of Soil Science Society of America Book Series. Madison, Wi. USA. 1390 páginas.
- Oneto, CA; LA Sokolic & H Cáceres. 2005. Diferentes labranzas y evolución de parámetros físico-químicos de suelo sobre rendimiento de algodón bajo riego con rotación de verdeo. Congreso Argentino de Ingeniería Rural (CADIR). Merlo, San Luis. Resúmenes expandidos 6 páginas.
- Oneto, CA & A Ferreiro. 2011. Resultados comparativos de uso a campo para penetrómetros estáticos manuales y dinámicos, diseñados. VII Jornadas de Ciencia y Tecnología de Facultades de Ingeniería del NOA. UNCa. Libro de resúmenes 8 páginas.
- Quiroga, A., O Ormeño & N Peinemann. 2001. Materia orgánica. Un indicador de calidad de suelos relacionado con la productividad de los cultivos. Boletín de divulgación técnica N° 70. Estación experimental agropecuaria Anguil. "Ingeniero Agrónomo Guillermo Covas". INTA. ISSN 0325-2167. 27 páginas.
- Ramsperguer, B. 1992. Veränderung des Bodenzustandes durch Nutzungswechsel am Beispel von Regosols aus Löß im Chaco seco, Argentinien. Tesis de grado. Univ. Hohenheim. Stuttgart. Alemania. 114 páginas.
- Roldán S, G Lorenz & L Bonelli. 2000. Aspectos de calidad de la materia orgánica del suelo en función del uso de la tierra en el centro este santiagueño. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata. 11 al 14 de Abril del 2000. Resúmenes. Comisión I – Panel N° 54.
- Silberman JE, AL Anríquez, JA Domínguez Núñez, CG Kunst & AS Albanesi. 2015. La cobertura arbórea en un sistema silvopastoril de Chaco y su contribución diferencial al suelo. Ciencia del Suelo 33: 19-29.
- Tejedor MT, FA Galizzi & MC Sánchez. 2015. Efecto de prácticas de manejo sustentable sobre propiedades químicas y biológicas de un suelo. X Jornadas de Ciencia y Tecnología de Facultades de Ingeniería del NOA Salta, 21 y 22 de Mayo de 2015. Marianella de Paul Camacho y Selva del valle Guanuco (Eds.). Libro de Resúmenes: X jornadas de Ciencia y Tecnología de Facultades de Ingeniería del NOA ISBN 978-987-633-133-3. Páginas 44.
- Wilson M; O Peparotti, A Paz González & E. Díaz Ucha. 2006. Ecuaciones de ajuste entre la resistencia a la penetración y el contenido hídrico de un lote en siembra directa. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. I Reunión de Suelos de la Región Andina Salta-Jujuy. Septiembre 2006. Resúmenes: página 108. Resumen Expandido en un CD 5 Páginas.

C4P93. DIFERENTES ESTRATEGIAS DE BARBECHO EN CULTIVOS EXTENSIVOS: EFECTO SOBRE PROPIEDADES QUÍMICAS DEL SUELO

[1]Novillo, Bárbara V.; [2]Voisin, Axel; [3]Pellegrini, Andrea E.; [4]Chamorro, Adriana M.; [4]Bezus, Rodolfo; [5]Machetti, Natalia y [6]Golik, Silvina I.

[1]Becaria CIC-UNLP. [2]Becario CIC. [3]Curso Edafología. [4]Curso Oleaginosas y Cultivos Regionales. [5]Becaria CONICET. [6]Curso Cerealicultura. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata. Avenida 60 y 119. La Plata, Buenos Aires. Argentina. bnovillo@agro.unlp.edu.ar

RESUMEN

La eficacia productiva de la soja se basa en la sobreexplotación de la fertilidad edáfica que contribuye a numerosos problemas. Una alternativa para atenuar los efectos de su monocultivo es la utilización de desechos orgánicos y un cultivo de cobertura durante el barbecho. El objetivo de este estudio fue analizar el efecto de tres estrategias de barbecho: barbecho químico (Q), cultivo de cobertura (CC) y aplicación de compost (COM), sobre las propiedades químicas del suelo: carbono orgánico (CO), nitrógeno total (Nt) y fósforo extraíble (P). En la estación experimental J Hirschhorn (FCAyF) se iniciaron ensayos en 2011, donde se compararon cuatro secuencias agrícolas que tenían diferentes frecuencias del cultivo de soja, en dos niveles tecnológicos, un nivel medio (NM) y un nivel alto (NA). En 2016, entre la cosecha de soja de segunda y la siembra de maíz, en el NM se implementaron los tres tipos de barbecho y en la NA solo se implementó el CC. Se encontró que al final del período de barbecho no había diferencias para las secuencias estudiadas, si para los barbechos donde el COM era significativamente superior y no había diferencias entre el CCM y el Q con respecto a CO, Nt y P del suelo. Los niveles tecnológicos no presentaron diferencias en el efecto de las propiedades químicas del suelo. El CC muestra una tendencia a mejorar las propiedades químicas del suelo, requiriendo el uso de estos en el mediano y largo plazo, siendo un posible tema de investigación para un trabajo futuro.

Palabras clave: compost, cultivo de cobertura, barbecho químico

INTRODUCCIÓN

La eficiencia productiva del cultivo de soja en nuestro país se basa en la sobreexplotación de la fertilidad que ofrece la Pampa Húmeda, lo cual redunda en problemas como compactación, pérdida de fertilidad y estructura del suelo, exportación de nutrientes, encostramiento, impactos sobre la biodiversidad, afectación del acuífero y problemas de inundaciones (Mengo, 2008). Si bien es el cultivo más rentable y de mayor retorno por capital invertido, a largo plazo su realización no es la mejor alternativa ya que se contrapone con un desarrollo agropecuario sustentable.

A su vez el sistema de producción actual basado en una agricultura continua bajo siembra directa donde prevalecen los cultivos de verano, suele dejar un período de tiempo el suelo descubierto, normalmente durante el otoño e invierno, el cual se puede extender de 5 a 9 meses. Para manejar esta problemática una posibilidad es realizar la incorporación de cultivos de cobertura invernales (CC) que proporcionan una fuente adicional de cobertura viva y una cantidad importante de mulch, como también el "laboreo biológico" de sus raíces que mejora la estructura, porosidad y estabilidad estructural de los agregados (Walker & Reuter, 1996). Dependiendo de su manejo es posible sincronizar mejor la oferta de nutrientes para los cultivos sucesores, mejorar el anclaje de residuos de cultivos de cosecha minimizando las pérdidas por efecto del viento y/o agua y mejorar la actividad biológica (Kruger & Quiroga, 2012). Asimismo, CC consociados de gramíneas y leguminosas contribuyen de diferente manera al aporte, reciclado y disponibilidad de nutrientes y actúan en la inhibición de malezas (Zamar *et al.*, 2000).

Otra alternativa durante el tiempo de barbecho está dada por la utilización de residuos orgánicos, como es el caso de la cama de pollo, la cual en algunas regiones es posible encontrarla en volúmenes abundantes lo que hace factible su aplicación a nivel extensivo. La cama de pollo es un subproducto avícola compuesto principalmente por cáscara de arroz o girasol, estiércol de ave, plumas y pequeñas cantidades de alimento balanceado. Su composición química es variable, sobre todo en cuanto al contenido de nitrógeno, dependiendo de la cantidad de crianzas que se haya realizado sobre la misma y de las condiciones de manipuleo y almacenaje posteriores (Ré & Ferrer, 2016). La utilización de residuos orgánicos como enmendantes sería una alternativa viable para reutilizarlos dentro de un sistema productivo, disminuyendo su exportación, evitando una posible fuente de contaminación y dando así una solución al destino final de los mismos.

El área de influencia de la Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, de la Universidad Nacional de La Plata (UNLP), abarca varios partidos, entre ellos, el Partido de Magdalena. Trabajos recientes indican que alrededor del 40 % de los suelos de Magdalena son aptos o moderadamente aptos para el cultivo de soja (Etchegoyen, 2011), equivalente a unas 73.000 hectáreas, lo cual da una idea de las posibilidades de crecimiento para el cultivo en el Partido, proceso que ya se ha iniciado. Con el fin de evitar o minimizar los problemas ambientales asociados al monocultivo sojero, se considera necesario generar información local a través de ensayos, que permitan incluir a este cultivo de manera más racional en los esquemas productivos zonales. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del barbecho químico, cultivo de cobertura y aplicación de compost sobre el contenido de carbono, nitrógeno total y fósforo extractable en el suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

En la Estación Experimental Julio Hirschhorn (dependiente de la FCAyF, UNLP), ubicada en Los Hornos (34° 52´ LS, 57° 58´ LO), sobre un suelo *Argiudol típico*, se inició en 2011 un ensayo donde se evaluaron cuatro secuencias de cultivos (S) Las mismas fueron: S1: trigo/soja 2da – maíz – soja – trigo; S2: cebada/ soja 2da – maíz – soja – trigo; S3: avena/soja 2da – maíz – girasol – trigo; S4: colza/soja 2da – maíz – sorgo – trigo. Se analizaron también dos condiciones de manejos tecnológicos, un nivel medio (NM) considerado como el que realiza el productor promedio de la zona, y un nivel alto (NA) que es aquél que utilizan los productores que habitualmente obtienen mayores rendimientos en sus cosechas, y que implica generalmente mayor fertilización y eventualmente aplicación de funguicida. La diferencia entre ambos niveles tecnológicos, en el presente trabajo, se debió a los niveles de fertilización. Se utilizó un diseño experimental en bloques al azar con parcelas divididas con cuatro repeticiones, donde la parcela principal correspondió a las secuencias y la subparcela al nivel tecnológico.

En 2016, durante el tiempo transcurrido entre la cosecha de la soja de segunda (21 de abril) y la siembra del maíz (4 de noviembre) sobre el NM se realizaron tres tipos de barbechos: a) químico (Q), siendo el manejo tradicional de los productores de la zona el cual consiste en la aplicación de herbicida para el control de malezas; b) cultivo de cobertura (CCM), compuesto por una asociación de vicia (*Vicia sativa* L.) y avena (*Avena sativa* L.) y c) aplicación de compost (COM), compuesto por cama de pollo estabilizada. Sobre el NA se implantó un cultivo de cobertura (CCA) con las mismas especies y densidades que en el NM.

Los cultivos de cobertura se sembraron el 8 de junio con una mezcla de 50 kg/ha de avena y 20 kg/ha de vicia. La siembra fue sin remoción del suelo.

La aplicación de compost se realizó el 6 de junio. De acuerdo a los datos existentes en la bibliografía según tipo de suelo (*Argiudol típico*), para cultivos extensivos y tipo de compost se utilizaron 20 t/ha (Golabi *et al.*, 2004).

Al inicio y fin del periodo de barbecho en cada uno de los tratamientos se realizó un muestreo compuesto de 10 submuestras de 0-20 cm a las que se le determinaron: carbono orgánico (CO) del suelo por el método de Walkey-Black modificado, (PROMAR, 1991), nitrógeno total (Nt) por digestión húmeda y destilación Kjeldahl (PROMAR, 1991) y fósforo (P) disponible Bray Kurtz 1 modificado (IRAM-SAGyP 29570-1).

El procesamiento de los datos se efectuó mediante el paquete estadístico InfoStat (Di Rienzo, 2011) utilizando análisis de la varianza y para la comparación de medias se usó la prueba de Tukey al 5 % de probabilidad. Se analizaron los efectos principales y sus interacciones entre los tres tipos de barbechos del NM (COM, CC y Q) y las cuatro secuencias. Y también los dos niveles tecnológicos NM y NA a través de los CC y las cuatro secuencias.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los contenidos de CO ($g.kg^{-1}$), Nt (%) y P (ppm) al inicio del periodo de los barbechos (Tabla 1) no difirieron significativamente entre secuencias ni entre niveles de tecnología.

Tabla 1. Contenido de carbono orgánico (CO), nitrógeno total (Nt) y fósforo (P) en el suelo al inicio del periodo de los barbechos para las secuencias y niveles tecnológicos.

TRATAMIENTO	CO (g.kg^{-1})	Nt (%)	P (ppm)
Secuencias			
S1	19,7 a	0,210 a	36,4 a
S2	19,8 a	0,220 a	36,9 a
S3	20,0 a	0,230 a	43,8 a
S4	20,3 a	0,220 a	39,9 a
Tecnología			
NA	20,1 a	0,220 a	40,9 a
NM	19,8 a	0,220 a	37,6 a

Medias seguidas por la misma letra no difieren estadísticamente según la prueba de Tukey ($p < 0,05$).

Al fin de los barbechos en el NM, el CO no presentó diferencias significativas para las secuencias estudiadas (Figura 1 a), sí para el barbecho COM que resulto significativamente mayor que Q (Figura 1 b). Este resultado es análogo a lo encontrado por Moreno Sánchez *et al.* (2012) quienes exponen que los compostajes suelen ejercer acciones positivas principalmente porque mejoran el contenido y la calidad de la materia orgánica del suelo. El CCM mostró un comportamiento intermedio con respecto al aumento del contenido de CO. Restovich *et al*. (2011) señalaron que la rotación soja-maíz que incluyó avena-vicia como CC no se diferenció del testigo respecto al stock de CO. Duval *et al.* (2016) informaron aumentos en los contenidos superficiales (0-20 cm) de CO luego de seis años de aportes por los cultivos de cobertura. Por lo tanto, en este trabajo se podría considerar que el comportamiento no diferencial del CC respecto a los demás barbechos podría relacionarse a que la evaluación solo fue de un año, a diferencia de lo hallado por los autores citados.

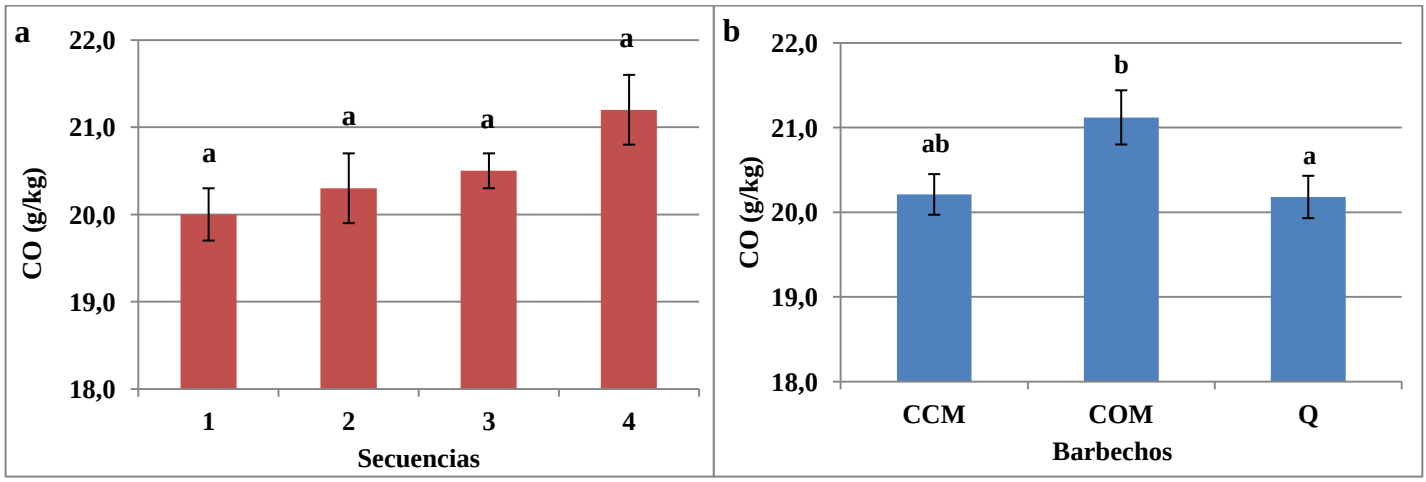


Figura 1 a: Carbono orgánico CO (g/kg) al final del periodo de barbechos del nivel medio (NM), donde S1: trigo/soja 2da – maíz – soja – trigo; S2: cebada/ soja 2da – maíz – soja – trigo; S3: avena/soja 2da – maíz – girasol – trigo y S4: colza/soja 2da – maíz – sorgo – trigo. **b:** CO (g/kg) del barbecho químico (Q), cultivo de cobertura (CCM), y compost (COM). Medias seguidas por la misma letra no difieren estadísticamente según la prueba de Tukey ($p > 0,05$). Las barras verticales indican error estándar.

El Nt no presentó diferencias significativas para las secuencias estudiadas (Figura 2 a), si para el barbecho COM con respecto a Q, diferenciándose significativamente (Figura 2 b). El CCM no presentó diferencias estadísticas con el barbecho Q ni con COM, mostrando un comportamiento intermedio. Estos resultados podrían estar relacionados por las apreciaciones de Vanzolini *et al.* (2013), quienes manifestaron que el aporte de N de los residuos de los CC al N del suelo

puede ser un dato variable según las condiciones meteorológicas del año de experimentación, pudiendo verse afectado por la temperatura y la humedad de los meses previos al secado.

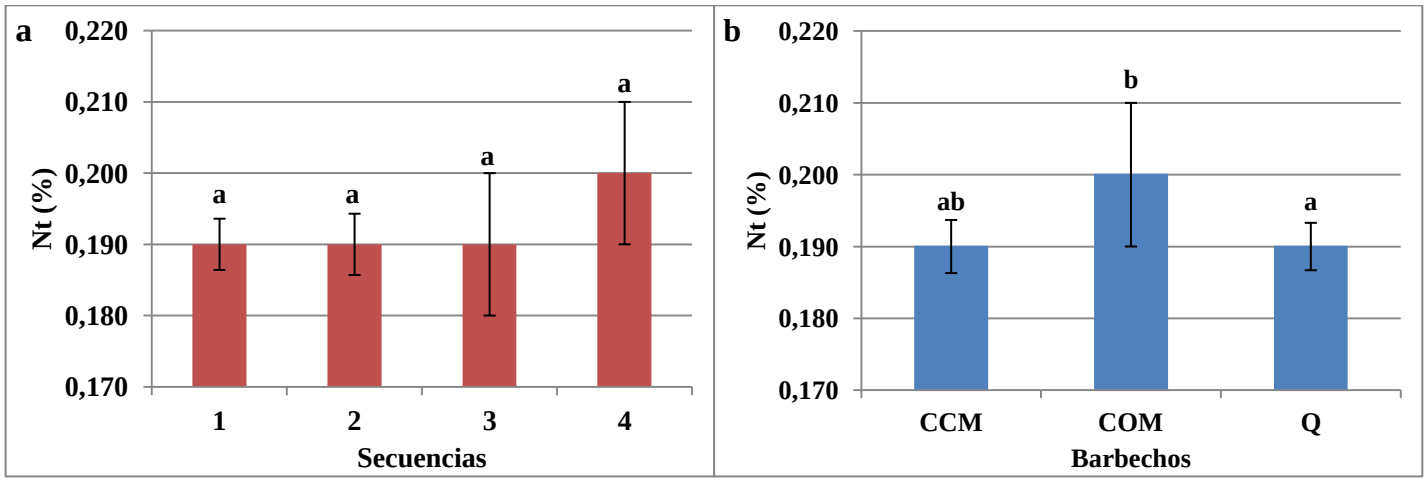


Figura 2 a: Nitrógeno total Nt (%) al final del periodo de barbechos del nivel medio (NM), donde S1: trigo/soja 2da – maíz – soja – trigo; S2: cebada/ soja 2da – maíz – soja – trigo; S3: avena/soja 2da – maíz – girasol – trigo y S4: colza/soja 2da – maíz – sorgo – trigo. **b:** Nt (%) del barbecho químico (Q), cultivo de cobertura (CCM), y compost (COM). Medias seguidas por la misma letra no difieren estadísticamente según la prueba de Tukey (p > 0,05). Las barras verticales indican error estándar.

El P no presentó diferencias significativas para las secuencias estudiadas (Figura 3 a), si resultó significativamente mayor en el barbecho COM sobre CCM y Q (Figura 3 b). Este resultado es concordante con lo hallado por Flores (2007) quien observó que el efecto más importante del agregado de cama de pollo fue sobre el contenido de fósforo disponible. Igual resultado encontraron De Battista & Arias (2010) quienes indican que el contenido de este nutriente fue el único parámetro afectado por el agregado de cama de pollo aumentando en forma proporcional a la dosis.

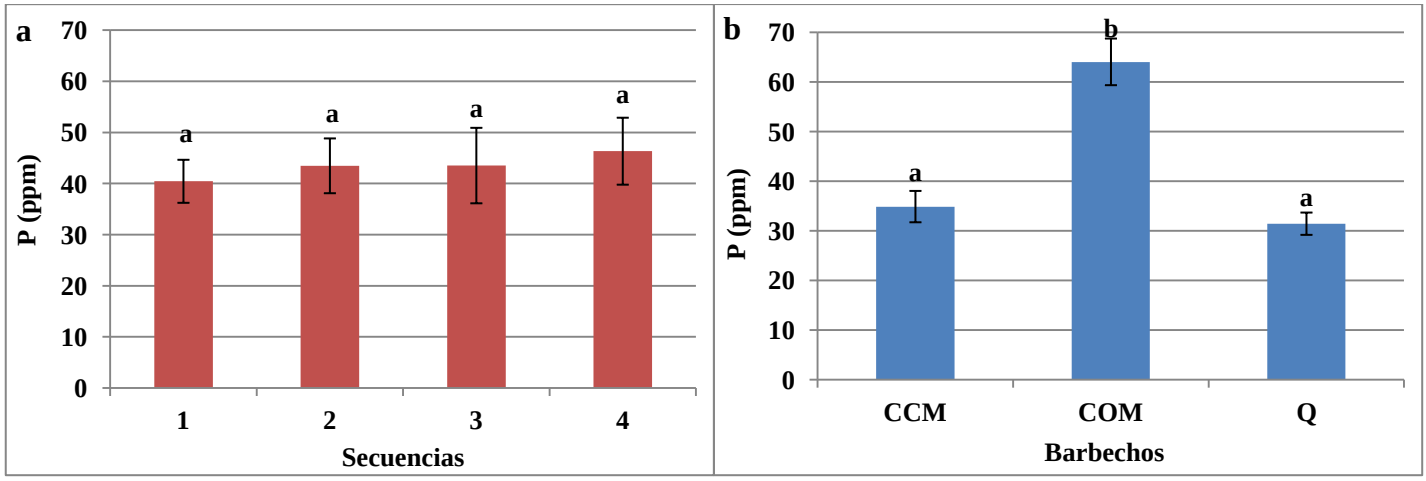


Figura 3 a: Fósforo P (ppm) al final del periodo de barbechos del nivel medio (NM), donde S1: trigo/soja 2da – maíz – soja – trigo; S2: cebada/ soja 2da – maíz – soja – trigo; S3: avena/soja 2da – maíz – girasol – trigo y S4: colza/soja 2da – maíz – sorgo – trigo. **b:** P (ppm) del barbecho químico (Q), cultivo de cobertura (CCM), y compost (COM). Medias seguidas por la misma letra no difieren estadísticamente según la prueba de Tukey (p > 0,05). Las barras verticales indican error estándar.

Comparando los niveles tecnológicos CCM y CCA no mostraron diferencias significativas en CO, Nt y P, ni tampoco sobre las secuencias estudiadas.

Si bien no se observaron importantes mejoras sobre las propiedades del suelo evaluadas, atribuibles al cultivo de cobertura, en ninguno de los manejos tecnológicos, por un lado es posible que se requiera de una implementación más prolongada de esta práctica para que se evidencien, y por otro lado, también son conocidas otras ventajas de los cultivos de cobertura, como su contribución a un mejor uso del agua y al manejo de malezas y otras adversidades, que justifican continuar con su evaluación.

CONCLUSIONES

El barbecho con compost aumenta el contenido de CO, Nt y P del suelo respecto al barbecho químico, mejorando las condiciones edáficas para el cultivo sucesor.

El cultivo de cobertura demuestra un efecto intermedio entre el barbecho químico y la aplicación de compost sobre las propiedades químicas del suelo analizadas.

Los niveles tecnológicos no afectan diferencialmente las variables del suelo evaluadas.

BIBLIOGRAFÍA

- De Battista, JJ & N Arias. 2010. Utilización de la cama de pollo como fertilizante en cultivos anuales, en suelos Vertisoles de Entre Ríos. En: Cama de pollo en Entre Ríos: Aportes para su uso y manejo. Gange, JM (Ed.). Libro digital. ISBN 978-987-521-772-0. INTA Concepción del Uruguay, Entre Ríos, Argentina. Pp. 70-75.
- Di Rienzo JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. InfoStat versión 2017. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. Software Estadístico. Versión libre en línea. En: http://www.infostat.com.ar/index.php?mod=page&id=46 Consulta: enero de 2018.
- Duval, ME; JA Galantini; JE Capurro & JM Martínez. 2016. Winter cover crops in soybean monoculture: Effects on soil organic carbon and its fractions. Soil Till. Res. 161, 95-105.
- Etchegoyen, J. 2011. Evaluación de la aptitud de los suelos para el cultivo de soja. Partido de Magdalena, Pcia de Buenos Aires. 1ra aproximación. Trabajo final de Carrera Ingeniería Agronómica. Universidad Nacional de la Plata. Pp. 71. Disponible en la biblioteca conjunta de la Facultad de ciencias agrarias y forestales, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Argentina.
- Flores, R. 2007. Fertilización con diferentes dosis de cama de pollo. Efecto de dosis de CP en el rendimiento de maíz y en el contenido de P del suelo, campaña 2006/07 En: Cama de pollo en Entre Ríos: Aportes para su uso y manejo. Gange, JM (Ed.). Libro digital. ISBN 978-987-521-772-0. INTA Concepción del Uruguay, Entre Ríos, Argentina. Pp. 61-69.
- Golabi Mohammad, H; MJ Denney & C Iyekar. 2004. Use of composted organic wastes as alternative to synthetic fertilizers for enhancing crop productivity and agricultural sustainability on the tropical island of guam. 13th International Soil Conservation Organization Conference. 4-8 July. Brisbane, Australia. Conserving Soil and Water for Society: Sharing Solutions Paper No. 234.
- Kruger, H & A Quiroga. 2012. La "interfaz suelo-atmósfera" y su valor estratégico en regiones semiáridas. En: Contribuciones de los cultivos de cobertura a la sostenibilidad de los sistemas de producción. Álvarez C., Quiroga A., Santos D., Bodrero M. (Eds.). ISBN 978-987-679-177-9. INTA EEA Anguil, Argentina. Cap. 1. Pp. 5-6.
- Mengo, RI. 2008. República Argentina: Impacto social, ambiental y productivo de la expansión sojera. Córdoba, Argentina. Ecoportal.net, Temas especiales, Desarrollo sustentable. En: https://www.ecoportal.net/temas-especiales/desarrollo-sustentable/republica_argentina_impacto_social_ambiental_y_productivo_de_la_expansion_sojera/. Consulta: enero de 2018.
- Ré AE & JL Ferrer. 2016. Utilización de cama de pollo como fertilizante de pasturas y verdeos en Vertisoles de Entre Ríos. En: Cama de pollo en Entre Ríos: Aportes para su uso y manejo. Gange, JM (Ed.). Libro digital. ISBN 978-987-521-772-0. INTA Concepción del Uruguay, Entre Ríos, Argentina. Pp. 61-69.
- Restovich, SB; AE Andriulo & C Améndola. 2011. Introducción de cultivos de cobertura en la rotación soja-maíz: efecto sobre algunas propiedades del suelo. Ciencia del suelo, vol. 29, no 1, p. 61-73.
- Vanzolini, JI; J Galantini & R Agamennoni. 2013. Cultivos de cobertura de Vicia villosa Roth. en el valle bonaerense del Río Colorado. En: Contribuciones de los cultivos de cobertura a la sostenibilidad de los sistemas de producción. De Álvarez C., Quiroga A., Santos D., Bodrero M. (Eds.). ISBN 978-987-679-177-9. INTA EEA Anguil, Argentina. Cap. 4. Pp. 21-28.
- Walker, J & J Reuter. 1996. Indicators of catchments health: a technical perspective CSIRO. Melbourn. En: https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/19971908177. Consulta: enero de 2018.
- Zamar, JL; EE Alessandria; AH Barchuk & SM Luque. 2000. Emergencia de plántulas de malezas bajo residuos de especies utilizadas como cultivos de cobertura. Agriscientia Vol. XVII: 59-64.

C4P94. EVOLUCIÓN DEL AGUA ÚTIL DE UN SUELO VERTISOL CON DIFERENTES CULTIVOS DE COBERTURA INVERNALES

Ocaranza, Bianca V.[1]; Wingeyer, Ana B.[2]; Melgares, Emanuel[1]; Eclesia, Roxana P.[2] y Osuzt, José D.[1]

[1]Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos. Ruta Prov. 11 Km 10,5. Oro Verde, Entre Ríos. Argentina.
[2]Estación Experimental Agropecuaria Paraná – Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Ruta Prov. 11 Km 12,5. Oro Verde, Entre Ríos. Argentina. ocaranzabianca@gmail.com

RESUMEN

En la actualidad los sistemas agrícolas se caracterizan por agricultura continua y predominio de monocultivo de soja con largos períodos de barbecho otoño-invernal, bajo aporte anual de carbono al suelo, disminución de los contenidos de materia orgánica del suelo, y de la estabilidad estructural. La inclusión de cultivos de cobertura (CC) podría mejorar la captura de agua de lluvia en comparación con los barbechos largos encontrados en los sistemas de monocultivo de soja, contribuyendo a la adaptación al incremento en la intensidad de lluvias primaverales asociado al cambio climático. El objetivo de este trabajo fue realizar el seguimiento del balance de agua en el suelo luego de la terminación de los cultivos de cobertura y los primeros estadíos del cultivo de soja. Se realizaron mediciones de disponibilidad de agua hasta 100 cm para un suelo vertisol entre octubre 2017 y enero 2018 bajo tres secuencias de cultivo: cultivo de cobertura invernal de Trébol Persa/ Soja, cultivo de cobertura invernal de Raigrás/ soja, y barbecho (no cultivo de cobertura invernal) /soja. En los primeros 15 cm de suelo se encuentran diferencias entre las coberturas sobre la disponibilidad de agua. El Trébol persa presentó menores valores de agua útil en la mayoría de las fechas de medición. Para el resto de las profundidades los valores de agua útil no presentan mayores diferencias entre coberturas. La dificultad en terminar el cultivo (requiriendo una segunda aplicación de herbicida) podría explicar parcialmente los resultados. Por debajo de los 15 cm, los resultados sugieren que no habría una gran influencia por parte del cultivo, sino que la mayor o menor acumulación de agua se debe netamente a las características del suelo y sus propiedades físicas. Se espera agregar información de los demás cultivos de cobertura utilizados en el ensayo.

Palabras clave: raigrás, trébol persa, consumo de agua

INTRODUCCIÓN

En la actualidad los sistemas agrícolas se caracterizan por agricultura continua y predominio de monocultivo de soja con largos períodos de barbecho otoño-invernal, bajo aporte anual de carbono al suelo, disminución de los contenidos de materia orgánica del suelo (MOS), y de la estabilidad estructural (Andriulo & Cordone, 1998; Wilson & Paz-Ferreiro 2012; Wingeyer *et al.*, 2015). La inclusión de cultivos de cobertura (CC) en las rotaciones, podría ser una medida que atenúe los cambios que pudieran ocurrir en estos sistemas. Los CC son una herramienta agronómica que incrementa los aportes de C, aéreo y radicular, además de promover la recuperación de la MOS y la estabilidad estructural (Novelli *et al.*, 2013; Duval *et al.*, 2015; Girard, 2017; González *et al.*, 2017). Esto redundaría también en reducción de la escorrentía y mejora del balance hídrico (Sasal *et al.*, 2010; Duval *et al.*, 2015) y como consecuencia, mejorarían las condiciones para el crecimiento del cultivo siguiente en la rotación.

En la provincia de Entre Ríos se encuentra la mayor parte de los Vertisoles de la Argentina, ocupando 2.300.000 ha. Son suelos muy oscuros; con alto contenido de arcillas expandibles, que se contraen y dilatan con los cambios de humedad provocando movimientos de masa dentro del perfil; auto-estructuración en el horizonte superficial; agrietamiento y caras de fricción en los horizontes subsuperficiales. Los beneficios de la introducción de cultivos de cobertura sobre la MOS y la estabilidad estructural son poco evidentes e inciertos (Novelli *et al.*, 2013). Por otro lado, las proyecciones del clima a futuro prevén mayor frecuencia de eventos extremos, en particular lluvias intensas, para la región, lo que comprometería el control de la escorrentía y la erosión hídrica de los sistemas agropecuarios (CIMA, 2015). Dado que los suelos vertisoles presentan permeabilidad muy baja en húmedo y grietas de más de 2 cm en condiciones secas la introducción de los cultivos de cobertura podría tener influencia sobre el balance hídrico de los suelos favoreciendo la infiltración de las lluvias primaverales y reduciendo el riesgo de erosión. El objetivo de este trabajo fue la determinación del contenido de agua útil para un suelo Vertisol, bajo tres secuencias de cultivo: cultivo de cobertura invernal de Trébol Persa/ Soja, cultivo de cobertura invernal de Raigrás/ soja, y barbecho (no cultivo de cobertura invernal)/soja.

MATERIALES Y MÉTODOS

Experimento

Este trabajo se realizó con un suelo Cromuderte árgico crómico perteneciente a la Serie Febré, en INTA EEA Paraná (INTA, 31°49'S; 60°32'O). En dicho sitio se encuentra instalado un ensayo de cuatro bloques que consta de diferentes cultivos de cobertura como antecesores de soja de primera. Los tratamientos reportados en este trabajo son Raigrás (*Lolium multiflorum* Lam.), trébol persa (*Trifolium resupinatum* L.), y el barbecho (Br) considerado como testigo (sin cultivo de cobertura). El ensayo fue sembrado el 06/05/17, luego de esta se realizaron 3 aplicaciones para el manejo de malezas y fertilización nitrogenada. La terminación del cultivo de cobertura se realizó el día 10/10/17 para poder llevar a cabo la siembra de la soja (*Glicine max* (L.) Merr.). Los tratamiento de raigrás y de trébol persa requirieron de una segunda aplicación de herbicidas para terminar el cultivo (25/10). En este trabajo se reportan los valores de humedad de suelo para Raigrás, Trébol persa y barbecho.

Mediciones y Análisis

Los datos de lluvias y evapotranspiración potencial (ETP) se obtuvieron del Observatorio Agrometeorlógico de la EEA Paraná. Las mediciones de humedad del suelo se realizaron con la utilización de una sonda de neutrones (Troxler, mod. 4300; Troxler Electronic Laboratories Inc., Research Triangle Park, NC, USA), con una periodicidad entre 7-14 días aproximadamente comenzando el 3/10/17. Las evaluaciones se realizaron en las 4 repeticiones (bloques) por tratamiento, a 5 profundidades distintas: 0-15 cm, 15-30 cm, 30-60 cm, 60-80 cm y 80-100 cm. Para convertir los valores obtenidos a partir de la sonda de neutrones a humedad volumétrica se utilizaron las ecuaciones de regresión para las distintas profundidades de estos suelos provistas por la Ing. Agr. Susana Albarenque; y se utilizaron los datos de densidad aparente medidos por Picotti (2010) y el punto de marchitez permanente (PMP) reportado de Ozust (2010). El nivel de agua útil se reporta para las profundidades de 0-15, 15-30 y 30-100 cm. Para cada momento de medición se realizó un análisis de varianza por profundidad (α=0,05) para comparar el nivel de agua útil entre tratamientos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las precipitaciones mensuales se muestran en la Tabla 1. Lluvias mayores a 23 mm por día causan escurrimiento y potencial pérdida de suelo por erosión (Sasal 2012). Entre mayo 2017 y enero 2018 se registraron 7 días con lluvias potencialmente erosivas: 8/5 (43 mm), 29/8 (32 mm), 10/9 (44 mm), 17 y 18/10 (27 y 36 mm, respectivamente), 2/11 (49 mm) y 17/12 (30 mm).

Tabla 1: Lluvias mensuales acumuladas durante la campaña 2017/2018.

Meses	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	Enero
mm	50,8	20,6	21,3	80,2	85,1	79,8	82,2	75,3	11,6

La evolución en el contenido de agua útil para las distintas profundidades se presenta en la Figura 1. Para los primeros 15 cm de suelo, el contenido de agua útil luego de la terminación de los cultivos de cobertura y antes del desarrollo del cultivo de soja presentó una tendencia a ser menor bajo Trébol persa ($p>F=0,09$ para 25/10; 9/11; 24/11). Para el 18/1 se presentó una misma situación. Para el caso de las profundidades 15-30 y 30-100 cm, no se evidenciaron diferencias significativas en el contenido de agua para los diferentes cultivos. El cultivo de trébol persa requirió de una segunda aplicación de herbicida para su terminación. Esto podría explicar los menores contenidos de agua bajo esta cobertura. Las lluvias primaverales permitieron recuperar la disponibilidad de agua útil en el perfil a valores similares al barbecho bajo el cultivo de raigrás.

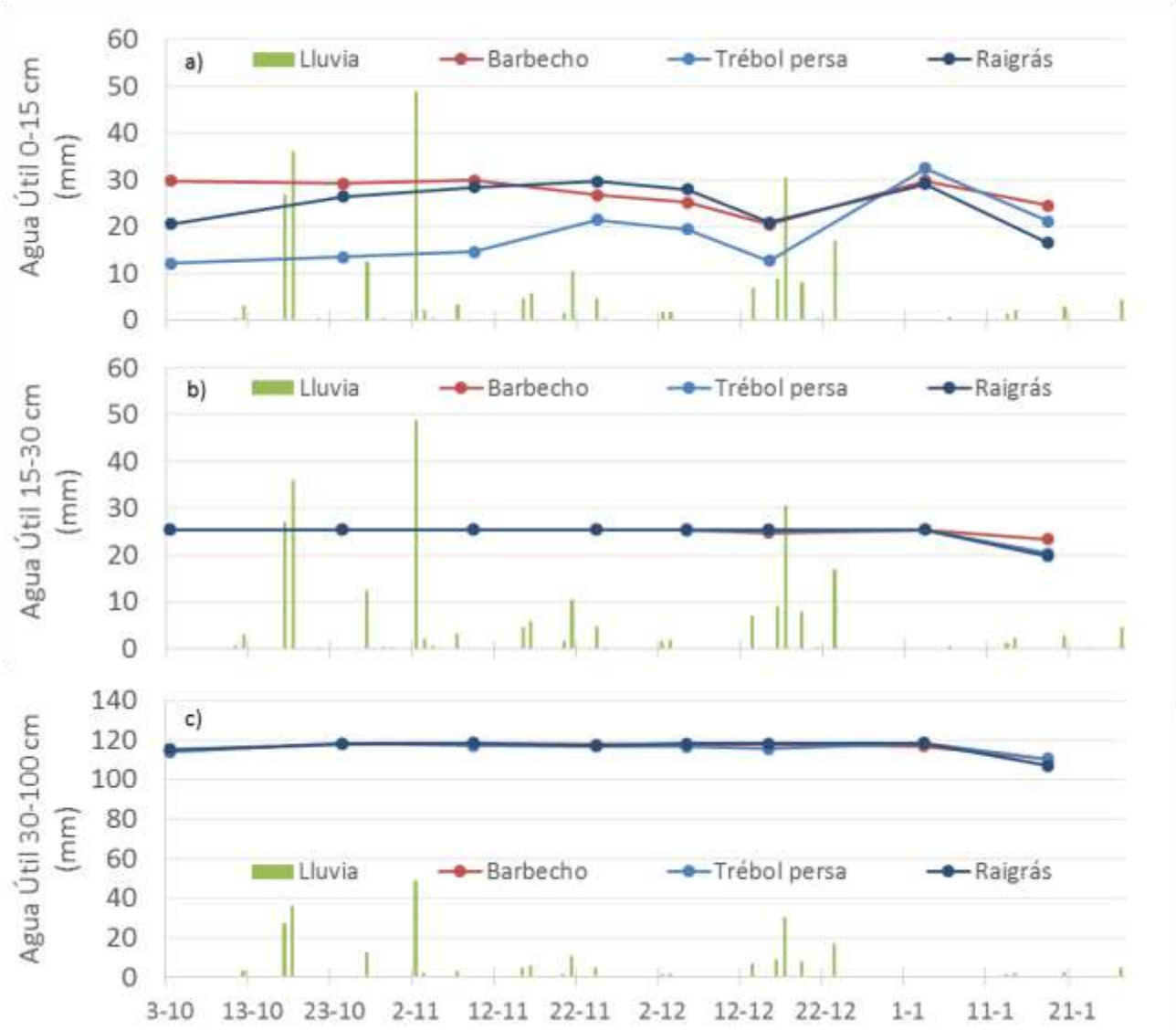


Figura 1: Evolución del agua útil del suelo entre tratamientos de cultivo de cobertura y precipitación diaria. a) 0-15 cm de profundidad; b) 15-30 cm de profundidad; c) 30-100 cm de profundidad.

CONCLUSIONES

El consumo de agua de los cultivos de cobertura hasta el momento de la terminación disminuyó el agua útil en los primeros 15 cm de suelo. Los resultados preliminares sugieren que las lluvias primaverales permitieron recuperar la disponibilidad para el cultivo de soja. Por debajo de los 15 cm, los resultados sugieren que no habría una gran influencia por parte del cultivo, sino que la mayor o menor acumulación de agua se debe netamente a las características del suelo y sus propiedades físicas. Aún se está procesando información de los demás cultivos de cobertura utilizados en el ensayo.

AGRADECIMIENTOS

Rodrigo Girard, Gustavo Maffini, Marcelo Capellaci contribuyeron a la instalación de los tubos de la sonda de neutrones. FCA-UNER beca. EEA-INTA Paraná oportunidad de CEO. Proyectos PICT 2015-0383, PNNAT 1128022, y ERIOS 1263101.

BIBLIOGRAFÍA

- Andriulo, A & G Cordone. 1998. Impacto de las labranzas y rotaciones sobre la MO de los suelos de la región pampeana húmeda. En: Panigatti JL y col. (Eds) Siembra Directa. INTA. SAGyP. Pp 65-96. Editorial Hemisferio Sur. Buenos Aires.

- CIMA. 2015. 3ra Comunicación Nacional de Cambio Climático. Disponible en: http://3cn.cima.fcen.uba.ar/
- DE ENTRE .Tesis de grado. Facultad de Ciencias Agropecuarias.UNER. Oro Verde.
- Duval, M; Capurro, J; Galantini, J & Adriani, J. 2015. Utilizacion de Cultivos de Cobertura en Monocultivo de Soja: Efectos Sobre el Balance Hidrico y Organico. Cienc. Suelo 33(2): 247-261.
- Girard, RA. 2017.Efecto de cultivos de cobertura con diferentes manejos de corte sobre distintas fracciones del C de suelo. Tesis de grado. Facultad de Ciencias Agropecuarias.UNER. Oro Verde.
- González, HM; SB Restovich & SI Portela. 2017. Utilización de cultivos de cobertura invernales como alternativa para mejorar la estabilidad estructural del suelo. Ciencia del Suelo 35(1): 1–10.
- Novelli, L.E.; Caviglia, O.P.; Wilson, M.G.; Sasal, M.C. 2013. Land use intensity and cropping sequence effects on aggregate stability and C storage in a Vertisol and a Mollisol. Geoderma 195–196:260–267.
- Oszust, JD. 2010. AJUSTE METODOLÓGICO DE LAS CONSTANTES HÍDRICAS PARA SUELOS
- Ozsust, J.D. 2010. Ajuste Metodológico de las Constantes Hídricas para Suelos de Entre Ríos. Universidad Nacional de Entre Ríos. Oro Verde.
- Picotti, AR. 2010. Perfiles hídricos de suelos de la Provincia de Entre Rios. Tesis de grado. Facultad de Ciencias Agropecuarias.UNER. Oro Verde.
- Picotti, R. 2010. Perfiles Hidricos de Suelos de la Provincia de Entre Rios. Su Relacion con la Textura. Universidad Nacional de Entre Rios. Oro Verde
- Richards, LA. 1948. Porous plate apparatus for measuring moisture retention and transmission by soil. Soil Science 66(2):105-110.
- Sasal, MC.; MG Castiglioni & MG Wilson. 2010. Effect of Crop Sequences on Soil Properties and Runoff on Natural-Rainfall Erosion Plots under No Tillage. Soil and Tillage Research 108(1–2): 24–29.
- Wilson, MG & J Paz-Ferreiro. 2012. Effects of Soil-Use Intensity on Selected Properties of Mollisols in Entre Ríos, Argentina. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 43:71–80.
- Wingeyer A.B., Amado T., Perez Bidegain M., Studdert G., Perdomo Varela C., Garcia F. 2015a. Increasing Agricultural Production Impact on Soil Quality in Argentina, Bolivia, Southern Brazil, Paraguay and Uruguay: A Review. Sustainability 7:2213-2242. doi:10.3390/su7022213.

C4P95. ESTIMACIÓN DE CAPACIDAD DE CAMPO Y PUNTO DE MARCHITEZ PERMENETE EN SUELO VERTISOL CON DISTINTOS CULTIVOS DE COBERTURA

Ocaranza, Bianca V. [1]; Melgares, Emanuel [1]; Wingeyer, Ana B. [2]; Osuzt, José D. [1]; Gabioud, Emmanuel. [2]

[1]Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos. Ruta Prov. 11 Km 10,5. Oro Verde, Entre Ríos. Argentina. [2]Estación Experimental Agropecuaria Paraná – Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Ruta Prov. 11 Km 12,5. Oro Verde, Entre Ríos. Argentina. ocaranzabianca@gmail.com

RESUMEN

En la actualidad los sistemas agrícolas se caracterizan por agricultura continua y predominio de monocultivo de soja con largos períodos de barbecho otoño-invernal, bajo aporte anual de carbono al suelo, disminución de los contenidos de materia orgánica del suelo, y de la estabilidad estructural. La inclusión de cultivos de cobertura en las rotaciones, podría ser una medida que atenúe los cambios que pudieran ocurrir en estos sistemas. El objetivo de este trabajo fue la determinación de las constantes hídricas: contenido de agua a CC, PMP y cálculo de agua útil para un suelo Vertisol, bajo tres secuencias de cultivo: cultivo de cobertura invernal de Trébol Persa/ Soja, cultivo de cobertura invernal de Raigrás/ soja, y barbecho (no cultivo de cobertura invernal) /soja, para las profundidades de 0-20, 20-40, 40-60, 60-80 y 80-100 cm. El trabajo se realizó con un suelo Cromuderte árgico crómico perteneciente a la Serie Febré, del campo anexo de INTA EEA Paraná. Se determinaron los valores de Capacidad de Campo (CC) y Punto de Marchitez Permanente (PMP) mediante el método de ollas de Richards. El contenido de agua a capacidad de campo se incrementó con la profundidad pero no presentó diferencias significativas entre los tratamientos. El PMP también se incrementó con la profundidad. El efecto de la profundidad y de la interacción profundidad por cultivo fueron significativos sobre el agua útil. En la profundidad de 0-20, el Trébol persa presentó mayor contenido de agua útil que Raigrás y Barbecho. Esto se invirtió en la profundidad de 20-40 cm, en tanto que para la profundidad de 40-60 cm el raigrás presentó mayor contenido de agua útil. El agua útil acumulada hasta los 60 cm se incrementó en el orden Trébol persa < Barbecho < Raigrás. Los resultados preliminares sugieren que los cultivos de cobertura como el raigrás permitirían incrementar la disponibilidad de agua útil en los primeros 60 cm de suelo.

Palabras clave: raigrás, trébol persa, consumo de agua

INTRODUCCIÓN

En la provincia de Entre Ríos se encuentran la mayor parte de los Vertisoles de la Argentina, ocupando 2.300.000 ha. Son suelos muy oscuros; con alto contenido de arcillas expandibles, que se contraen y dilatan con los cambios de humedad provocando movimientos de masa dentro del perfil; auto-estructuración en el horizonte superficial; agrietamiento y caras de fricción en los horizontes subsuperficiales. Presentan permeabilidad muy baja en húmedo y grietas de más de 2 cm en condiciones secas que llegan normalmente hasta la base del epipedón, llegando hasta la superficie en condiciones muy secas o de degradación por erosión o compactación.

En la actualidad los sistemas agrícolas se caracterizan por agricultura continua y predominio de monocultivo de soja con largos períodos de barbecho otoño-invernal, bajo aporte anual de carbono al suelo, disminución de los contenidos de materia orgánica del suelo (MOS), y de la estabilidad estructural (Andriulo & Cordone, 1998; Wilson & Paz-Ferreiro 2012; Wingeyer *et al.*, 2015). La inclusión de cultivos de cobertura (CC) en las rotaciones, podría ser una medida que atenúe los cambios que pudieran ocurrir en estos sistemas. Los CC son una herramienta agronómica que incrementa los aportes de C, aéreo y radicular, además de promover la recuperación de la MOS y la estabilidad estructural (Novelli *et al.*, 2013; Duval *et al.*, 2015; Girard, 2017; González *et al.*, 2017). Esto redundaría también en reducción de la escorrentía y mejora del balance hídrico (Sasal *et al.*, 2010; Duval *et al.*, 2015) y como consecuencia, mejorarían las condiciones para el crecimiento del cultivo siguiente en la rotación.

El objetivo de este trabajo fue la determinación de las constantes hídricas: contenido de agua a CC, PMP y cálculo de agua útil para un suelo Vertisol, bajo tres secuencias de cultivo: cultivo de cobertura invernal de Trébol Persa/ Soja, cultivo de cobertura invernal de Raigrás/ soja, y barbecho (no cultivo de cobertura invernal) /soja.

MATERIALES Y MÉTODOS

Experimento

Este trabajo se realizó con un suelo Cromuderte árgico crómico perteneciente a la Serie Febré, en INTA EEA Paraná (INTA, 31°49'S; 60°32'O). En dicho sitio se encuentra instalado un ensayo de cuatro bloques que consta de diferentes cultivos de cobertura como antecesores de soja de primera. Los tratamientos reportados en este trabajo son Raigrás (*Lolium multiflorum* Lam.), trébol persa (*Trifolium resupinatum* L.), y el barbecho (Br) considerado como testigo (sin cultivo de cobertura).El ensayo fue iniciado en otoño de 2013, y al momento de muestreo en invierno 2017 contó con 4 campañas completas de la rotación cobertura invernal/soja.

Determinaciones y Análisis

Se tomaron muestras de suelos de los 4 bloques del ensayo para cada tratamiento en 5 profundidades: 0 - 20 cm, 20 - 40 cm, 40 - 60 cm, 60 - 80 cm y 80 - 100 cm. Una vez extraídas las muestras fueron llevadas al laboratorio para su acondicionamiento, este consistió en el secado a estufa a 105°c por 48 hs, molienda y tamización por 2 mm. La determinación de las constantes hídricas se realizó en las ollas de Richards siguiendo las modificaciones propuestas por Ozust (2010). Brevemente, se seleccionaron agregados entre 1-2 mm, que se colocaron sobre un papel de filtro de alta porosidad como base y dentro de un anillo metálico sobre la placa de las ollas. Las muestras se humedecieron por capilaridad hasta saturación (aproximadamente dos horas) y luego se procedió a cerrar las ollas y aplicar presión para determinar las constantes. Para obtener la capacidad de campo se utilizó una presión de 33 kPa y la permanencia dentro de las ollas fue de 3 días, el momento en el cual se determinaba que las muestras habían llegado a la capacidad de campo fue cuando la olla dejaba de liberar agua por el capilar. Para obtener el punto de marchitez permanente la presión utilizada fue de 1.500 kPa y la permanencia dentro de las ollas fue de 8 días. Para el cálculo de las constantes se tomó el peso de las muestras sobre placas de aluminio de peso conocido luego de extraerlas de las ollas (Peso húmedo). Luego fueron llevadas a estufa a 105°c por 48 hs, se volvieron a pesar las muestras para obtener el peso seco de las muestras y poder calcular las constantes.

El contenido de CC se determinó para todos los tratamientos en cambio el PMP se determinó solamente para el barbecho y se asumió que los demás tratamientos poseen el mismo valor ya que el contenido de agua a PMP varía principalmente con la textura del suelo (Cassel & Nielsen, 1986). El contenido de humedad volumétrica para cada constante se calculó utilizando los valores de densidad aparente reportados por Picotti (2010) para las diferentes profundidades de este suelo. Se realizó un análisis de varianza (α=0,05) para determinar el efecto sobre CC y agua útil de los tratamientos. El diseño fue de bloques completos al azar con 4 repeticiones, 4 tratamientos y 5 profundidades. Cuando el efecto fue significativo se utilizó el test LSD para la separación de medias.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El contenido de agua a capacidad de campo se incrementó con la profundidad (Tabla 1). Respecto a los tratamientos, el contenido de agua a CC no presentó diferencias significativas (Tabla 1). Girard (2017) determinó que en los primeros cm de profundidad los tratamientos con cultivos de cobertura invernal cuentan con más biomasa radicular y carbono orgánico del suelo, lo que podría influenciar en forma positiva la estructura del suelo, favoreciendo la capacidad para retener agua en comparación a un suelo descubierto como lo es el barbecho. El PMP también se incrementó con la profundidad.

Tabla 1: Análisis estadístico para la variable contenido de agua a capacidad de campo

Fuente de variación	SC	gl	CM	F	p-valor
Bloque	3,3E-03	3	1,1E-03	0,78	0,5112
Cultivo	4,1E-03	2	2,1E-03	1,48	0,2412
Profundidad	0,10	4	0,02	17,58	<0,0001
Profundidad*Cultivo	0,01	8	1,0E-03	0,72	0,6719
Error	0,05	36	1,4E-03		
Total	0,16	53			

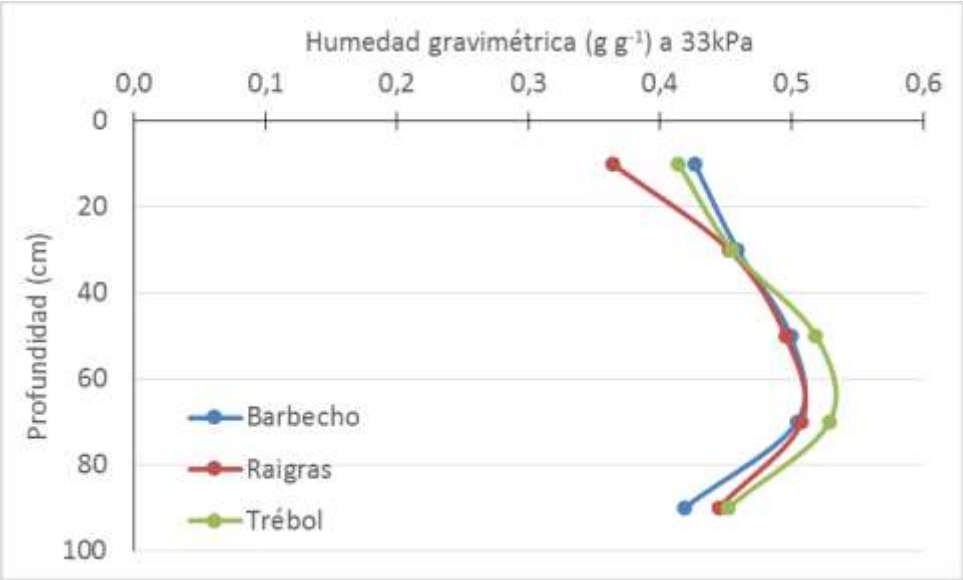


Figura 1: Humedad gravimétrica (g g-1) a capacidad de campo (33 kPa).

Tabla 2: Análisis estadístico para la variable Agua Útil

Fuente de variación	SC	Gl	CM	F	p-valor
Bloque	613,47	3	204,49	4,21	0,0119
Profundidad	5033,36	4	1258,34	25,88	<0,0001
Cultivo	141,22	2	70,61	1,45	0,2474
Profundidad*Cultivo	1598,86	8	199,86	4,11	0,0015
Error	1750,20	36	48,62		
Total	9137,11	53			

El efecto de la profundidad y de la interacción profundidad por cultivo fueron significativos sobre el agua útil (Tabla 2). El efecto del cultivo sobre el agua útil se analizó para cada profundidad (Tabla 3). En la profundidad de 0-20, el Trébol persa presentó mayor contenido de agua útil que Raigrás y Barbecho (p>F = 0,013). Esto se invirtió en la profundidad de 20-40 cm (p>F= 0,011), en tanto que para la profundidad de 40-60 cm el raigrás presentó mayor contenido de agua útil (p>F=0,024). Los valores de agua útil encontrados para algunas profundidades y cultivos son inferiores a los hallados en el trabajo de Picotti (2010) para la misma serie y tipo de suelo, pero en este caso el suelo no se encontraba bajo una rotación de cultivos como en este caso. Dado que solo se analizó el PMP para un bloque por cultivo, para poder explicar las diferencias en agua útil se requiere realizar las determinaciones de PMP en todos los bloques.

Tabla 2: Agua Útil por profundidad y cobertura invernal.

Agua útil (mm)			
Profundidad	Barbecho	Raigrás	Trébol Persa
0-20	16 a	15 a	29 b
20-40	43 b	47 b	25 a
40-60	38 a	48 b	34 a
60-80	48 a	44 a	41 a
80-100	28 a	25 a	24 a

Medias dentro de cada profundidad seguidas por la misma letra no presentan diferencias significativas.

CONCLUSIONES

Los resultados preliminares sugieren que los cultivos de cobertura permitirían incrementar la disponibilidad de agua útil en los primeros 60 cm de suelo. No obstante más determinaciones (de PMP y densidad aparente) son necesarias para corroborar esto.

AGRADECIMIENTOS

Rodrigo Girard, Gustavo Maffini, Marcelo Capellaci contribuyeron a la instalación de los tubos de la sonda de neutrones. FCA-UNER beca. EEA-INTA Paraná oportunidad de CEO. PICT 2015-0383

BIBLIOGRAFÍA

- Andriulo, A & G Cordone. 1998. Impacto de las labranzas y rotaciones sobre la MO de los suelos de la región pampeana húmeda. En: Panigatti JL y col. (Eds) Siembra Directa. INTA. SAGyP. Pp 65-96. Editorial Hemisferio Sur. Buenos Aires.
- Cassel DK & DR Nielsen. 1986. Field capacity and available water capacity. En Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods. (Ed. A Klute) pp. 901-926. Am. Soc. Agr. and Soil Sci. Soc. Am. Madison, WI.
- CIMA. 2015. 3ra Comunicación Nacional de Cambio Climático. Disponible en: http://3cn.cima.fcen.uba.ar/
- Duval, M; J Capurro; J Galantini & J Adriani. 2015. Utilizacion de Cultivos de Cobertura en Monocultivo de Soja: Efectos Sobre el Balance Hidrico y Organico. Cienc. Suelo 33(2): 247-261.
- Girard, RA. 2017. Efecto de cultivos de cobertura con diferentes manejos de corte sobre distintas fracciones del C de suelo. Tesis de grado. Facultad de Ciencias Agropecuarias.UNER. Oro Verde.
- González, HM; SB Restovich & SI Portela. 2017. Utilización de cultivos de cobertura invernales como alternativa para mejorar la estabilidad estructural del suelo. CienC. Suelo 35(1): 1–10.
- Novelli, LE; OP Caviglia; MG Wilson; MC Sasal. 2013. Land use intensity and cropping sequence effects on aggregate stability and C storage in a Vertisol and a Mollisol. Geoderma 195-196: 260-267.
- Ozsust, JD. 2010. Ajuste Metodológico de las Constantes Hídricas para Suelos de Entre Ríos. Tesis de Grado,. Universidad Nacional de Entre Ríos. Oro Verde.
- Picotti, AR. 2010. Perfiles hídricos de suelos de la Provincia de Entre Rios. Tesis de grado. Facultad de Ciencias Agropecuarias.UNER. Oro Verde.
- Richards, LA. 1948. Porous plate apparatus for measuring moisture retention and transmission by soil. Soil Science 66(2):105-110.
- Sasal, MC; MG Castiglioni & MG Wilson. 2010. Effect of Crop Sequences on Soil Properties and Runoff on Natural-Rainfall Erosion Plots under No Tillage. Soil and Tillage Research 108(1–2): 24–29.
- Wilson, MG & J Paz-Ferreiro. 2012. Effects of Soil-Use Intensity on Selected Properties of Mollisols in Entre Ríos, Argentina. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 43:71–80.
- Wingeyer AB; T Amado; M Perez Bidegain; G Studdert; C Perdomo Varela; F Garcia. 2015. Increasing Agricultural Production Impact on Soil Quality in Argentina, Bolivia, Southern Brazil, Paraguay and Uruguay: A Review. Sustainability 7: 2213-2242.

C4P96. DESEMPEÑO ESTACIONAL DEL RIEGO GRAVITACIONAL A NIVEL PREDIAL. CHILECITO, LA RIOJA.

Ochova, Iván M.; Meleh, Juan J. y Figuerola, Patricia

Universidad Nacional de Chilecito. 9 de Julio 22. Chilecito, La Rioja. Argentina. ivan.8va@gmail.com

RESUMEN

En regiones áridas, el riego produce resultados muy favorables para la actividad agrícola. Sin embargo, un manejo inadecuado del mismo puede llevar al deterioro del suelo y el agua. Por lo tanto, es fundamental el uso racional del recurso hídrico, mediante la aplicación eficiente del riego. Con el objetivo de conocer el desempeño estacional del riego en Chilecito, se evaluaron tres distritos de este departamento. El método de entrega de agua es por turnado y no existen obras de regulación de caudal. Los sitios de estudio fueron lotes de vid regados por melgas sin desagüe al pie. Con infiltrómetro de anillo simple, se determinó la velocidad de infiltración del agua en el suelo. Antes y después de cada riego, se determinó el contenido de humedad del suelo aplicando el método gravimétrico. Se midieron caudales totales y parciales con aforador sin cuello y se determinaron los tiempos de avance, receso y total de riego. A partir de estas mediciones, se determinaron las eficiencias de aplicación (EAP), almacenaje (EAL) y distribución (EDI). Para el análisis de los datos, se dividió la temporada de riego en 2 períodos: otoño-invierno (O-I) y primavera-verano (P-V). En general, el caudal recibido por las fincas evaluadas varió durante la temporada de riego. En el período O-I fue en promedio de 51 L s^{-1} y se redujo en un 32% durante el período P-V. El caudal ingresado en la unidad de riego también fue variable y tuvo valores comprendidos entre 9 y 14 L s^{-1}. Por esta razón, las melgas regadas simultáneamente recibieron diferentes caudales en cada riego. En general, los intervalos de riego fueron excesivos, sobre todo en el período P-V, en el que transcurrieron hasta 45 días entre 2 riegos sucesivos. De acuerdo con la clasificación de Roscher, las EAP fueron buenas (Período O-I= 78%, Período P-V= 98%), mientras que las EAL fueron satisfactorias (81% durante toda la temporada). La distribución del agua en las melgas fue mala en el período O-I (EDI= 65%) y satisfactorias en P-V (EDI= 81%). En general, se observó una gran variabilidad en los tiempos de riego empleados y en las láminas de riego aplicadas. En consecuencia, no se cubrió adecuadamente la necesidad hídrica del cultivo. A pesar de que las EAL en general fueron buenas, en la mayoría de los casos, se superó el umbral de riego recomendado para la vid (UR= 50%). Esto, hizo que en ciertos momentos la humedad del suelo alcance valores próximos al punto de marchitez permanente. Así, las plantas podrían haber sido sometidas a períodos de estrés hídrico severo. La distribución del agua en las melgas fue des-uniforme, lo que generó situaciones de riego excesivo en ciertos sectores y deficitario en otros. Los resultados evidenciaron problemas de administración extrapredial del agua en los distritos de riego evaluados. En el interior de predios, resulta primordial la implementación de técnicas de mejora de la distribución del agua en cabecera y en el interior de las unidades de riego.

Palabras clave: eficiencia de riego, riego por superficie, infiltración

C4P97. COEFICIENTES DE ESCURRIMIENTO EN 10 CAMPAÑAS AGRICOLAS PARA DIFERENTES SECUENCIAS DE CULTIVOS BAJO SIEMBRA DIRECTA

Oszust, José D.[1]; Wilson, Marcelo G. [2]; Gabioud, Emmanuel A. [2] y Sasal, María Carolina[2]

[1]UNER, Facultad de Ciencias Agropecuarias. Oro Verde 3101, Entre Ríos, Argentina. [2]INTA, Estación Experimental Paraná. Oro Verde 3101, Entre Ríos, Argentina.jdoszust@fca.uner.edu.ar.

RESUMEN

La siembra directa (SD) comprende prácticas agronómicas que permiten un manejo del suelo con una perturbación mínima de su composición, estructura y dinámica,manteniendo la cobertura del suelo con residuos de cosecha paraconservarel agua en el perfil de suelo y reducir el escurrimiento superficial. Una buena cobertura del suelo se logra utilizando secuencias de cultivos con varias especies. La menor rentabilidad de trigo y maíz respecto de la soja, indujeron a planteoscon tendencia a su monocultivo, restringiéndose las premisas de SD y, como consecuencia, se ha observado la disminución dela permeabilidad del horizonte superficial, aumentando el escurrimiento superficial. Este trabajo se planteó como objetivo obtener y comparar el coeficiente de escurrimiento superficial de 4 secuencias agrícolas realizadas sobre un Molisol bajo SD. A partir de los registros de precipitacionesy escurrimientos diarios medidos en 4 secuencias,se calcularon las precipitaciones y coeficientes de escurrimientos trimestrales (CET)y anuales (CEA),durante 10 campañas.Laprecipitación media de cada campaña fue de 1126 mmaño^{-1}, con un mínimo de 732 mm año^{-1}y un máximo de 1595 mm año^{-1}. De los 795 días con lluvia, en 526 precipitó menos de 12,5 mm (66%), mientras que el 95 % del total son menores a 50 mm. El 64% de la precipitación de una campaña ocurre en los trimestres T3 y T4 (octubre a marzo).Los mayores valores de CET se dan en T3 y T4 (7,5 y 7,7%). Existen diferencias entre secuencias para escurrimiento anual. Sj y Sj/CC presentan los mayores valores y se diferencian de Tg/Sj y Tg/Sj-Mz. Estos resultados permiteconocer las variaciones trimestrales y anuales de las precipitaciones y escurrimiento, brindando herramientas para la selección de prácticas de manejo o aplicación de tecnologías adecuadas que disminuyan el escurrimiento superficial y los impactos ambientales asociados.

Palabras claves: Cobertura del suelo, coeficientes escurrimiento, monocultivo soja.

INTRODUCCIÓN

En Argentina, la superficie destinada a cultivos agrícolas aumentó a razón de 8100 km^2*año^{-1}durante las campañas de 1992/93 a 2007/08, siendo la etapa de mayor aumento interanual de superficie destinada a la actividad agrícola (SAGyP, 2018). Este incremento se caracterizó por la incorporación de variedades transgénicas, sistemas de siembra conservacionistas y fertilización en forma generalizada, con el fin de aumentar la rentabilidad (Reca, 2006; Reboratti, 2010). La SD comprende prácticas agronómicas que permiten un manejo del suelo con una perturbación mínima de su composición y estructura. Una de sus premisas básicas es el mantenimiento de la cobertura del suelo con residuos de cosecha (rastrojos) que permiteconservarel agua en el perfil de suelo y reducir el escurrimiento superficial.Para ello, se recurreal control químico de malezas y a la incorporación de secuencias de cultivos que aportanaltos niveles de rastrojos en superficie. Esto produce una mejora en el balance de carbono del suelo, en la conservación dela humedad edáfica y en la eficiencia en el uso de fertilizantes (Abril *et al.*, 2005; Satorre, 2005).

Situaciones externas a lo técnico -productivo,como los impuestos, el aumento del valory la tenenciade la tierra, originaronuna menor rentabilidad en cultivos como el trigo y maíz respecto de la soja e indujeron a planteoscon tendencia a su monocultivo (Engler, 2007). Ante esta realidad, se vieron restringidos algunos aspectos beneficiosos de la SD como la cobertura del suelo. La disminución en la cantidad y calidad de rastrojos aportados por los cultivos, como así también la distribución y el tipo de sistemas radicales afectaron directamente la agregación y estabilidad del suelo; produciendo degradación en la estructura y disminución dela provisión decarbono del suelo (Wilson *et al.*, 2010;Gabioud*et al*., 2012; Novelli*et al*., 2012).Esto se evidencia en la aparición de estructura laminar en los primeros centímetros del horizonte superficial que limita el ingreso de agua al suelo, aumentando el escurrimiento superficial, la susceptibilidad a la erosión hídrica y la pérdida de nutrientes hacia fuentes de agua superficiales (Sasal, 2012; Sasal*et al*., 2015).

Resulta importante cuantificar la relación existente entre los efectos producidos por el sistema agrícola bajo SD sobre el escurrimiento superficial. En la Estación Experimental de Paraná, en 1971, se construyeron parcelas para la

medición de escurrimiento de acuerdo con la metodología propuesta por el Servicio de Conservación de Suelos de USA y la FAO. Estas parcelas permiten el control de los ingresos de agua de las lluvias y la medición de los excedentes hídricos por escurrimiento. El análisis de la relación escurrimiento/lluvia en parcelas cultivadas permitirá identificar aquellas secuencias de cultivos que permitan una mayor eficiencia en el uso del agua y que a su vez, minimicen los efectos perjudiciales del escurrimiento superficial. Este trabajo plantea como objetivo principal obtener y comparar el coeficiente de escurrimiento superficial de 4 secuencias agrícolas realizadas sobre unMolisol y bajoSD. Para cumplir con estapremisa se plantearon algunos objetivos particulares:

- Caracterizar el régimen de precipitaciones de 10 campañas agrícolas
- Buscar una clasificación de dichas precipitaciones que permitan diferenciarlas
- Obtener el coeficiente de escurrimiento para cuatrode las secuencias agrícolas más utilizadas

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizaron los registros de precipitaciones diarias (PPd) tomadas en el Observatorio Meteorológico de la Estación Experimental Paraná de INTA desde el año 1934 hasta el 2016. A partir de PPd se calcularon las precipitaciones trimestrales (PPT) y precipitaciones de una campaña agrícola (PPA) para las campañas comprendidas entre 2006-2007 a 2015-2016. PPA es la suma de PPd desde el 1 de julio de un año hasta las del 30 junio del año siguiente. En tanto, para obtener PPT se dividió a cada campaña agrícola en 4 trimestres. El trimestre 1 (T1), inicia el 1 de julio y termina el 30 de setiembre; el trimestre 2 (T2), desde el 1 de octubre hasta el 31 de diciembre; el trimestre 3 (T3), incluye a enero a marzo y el trimestre 4 (T4), los meses de abril, mayo y junio. Se contabilizaron el número de días con PPd dentro de cada campaña (n°PA) y trimestre (n°PT). Se clasificaron las PPd en 5 categorías, PPd de hasta 12,5 mm, mayores a 12,5 y hasta 30 mm, PPd mayores a 30 mm y hasta 50 mm, PPd mayores a 50 mm hasta 75 mm y mayores a 75 mm. Para cada categoría se obtuvieron n°PA y n°PT y los volúmenes de agua precipitada en los mismos períodos de tiempo. Se utilizó el Índice Normalizado de Precipitación (SPI) (OMM N° 1090, 2012), para clasificar a los trimestres (SPIt) y campañas agrícolas (SPIa). Los valores de SPI para cada período de tiempo dan una idea del estado de humedad/sequía de un determinado recurso hídrico. Cuando es positivo, SPI indica que la precipitación es mayor que la mediana, y por lo tanto ese período corresponde a un clima húmedo. Cuando los valores son negativos, el clima en ese período es seco (McKee*et al*., 1993). Para el cálculo de SPI se utilizaron las precipitaciones de la campaña 1935-1936 hasta 2015-2016.

El escurrimiento diario (Esc) se midió en parcelas de escorrentía ubicadas en la EEA Paraná del INTA. Es un sistema formado por 15 parcelas 100 m^2 (4m x 25m) de superficie, ubicadas sobre un suelo Argiudolácuico, serie Tezanos Pinto, dispuestas sobre un paisaje con 3,5% de pendiente (Fig. 1). El Esc de una PPd es recolectado en una pileta principal de 0,45 m^3, el excedente es reconducido a una pileta secundaria de 1 m^3. Ambaspiletas pueden registrar un escurrimiento de 72 mm. Desde la campaña 2006-2007 se establecieron 4 secuencias de cultivo con 3 repeticiones cada una en 12 de las 15 parcelas. Las 12 parcelas se organizaron en 3 bloques. Cada bloque está formado por cuatro parcelas con 1 tratamiento por parcela. Las secuencia de cultivo utilizadas son: soja continua (Sj), trigo/soja (Tg/Sj), cultivo de cobertura invernal/soja (Sj/CC) y trigo/soja-maíz (Tg/Sj-Mz). Se analizaron las campañas normales según SPIa. A partir del volumen de agua medido en cada pileta se estimó cuanto volumen escurrió en una superficie de 100 m^2. El escurrimiento anual (EA) es la suma de todos los Esc de una campaña agrícola. El escurrimiento trimestral (ET), es la suma de todos los Esc durante los trimestres en que se dividió cada campaña. El coeficiente de escurrimiento anual (CEA) se calculó como el porcentaje entreEA y PPA de cada campaña. En tanto, el coeficiente de escurrimiento trimestral (CET) es el porcentaje entre ET y PPT ocurrida en cada trimestre.

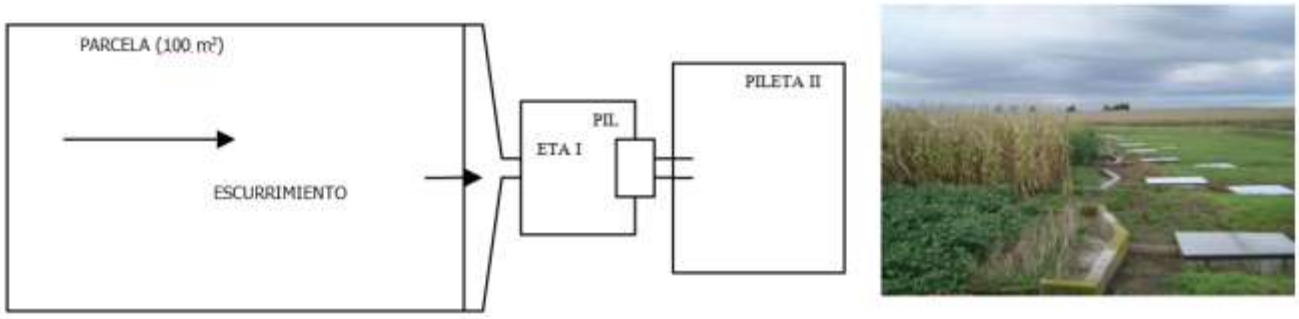


Figura 1. Esquema con el diseño de las parcelas de escorrentía utilizadas en este ensayo

Para analizar todas las variables se ajustaron modelos lineales mixtos con distintas estructuras de varianza combinadas con estructuras de correlación residual, heteroscedasticidad residual y efectos aleatorios. Mediante criterios de verisimilitud penalizada (AIC y BIC) se eligió el mejor modelo que describía los datos. Una vez seleccionado el modelo, se realizaron las comparaciones de medias mediante test LSD Fisher p< 0,05. Posteriormente se utilizaron análisis de correlación y regresión entre las variablesanalizadas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Régimen de precipitaciones

Las PPA en la década presentan un valor medio de 1126 mm año^{-1}, con un mínimo de 732 mm*año^{-1} y un máximo de 1595 mm*año^{-1}. De los 795 días con PPd, en 526 llovió menos de 12,5 mm (66%), mientras que el 95 % del total son menores a 50 mm. El valor máximo de PPd registrado fue de 241 mm*día^{-1}. Se produjeron en promedio, 80 días con precipitaciones por campaña; con un mínimo de 61 días y un máximo de 95 días. Las PPT no se diferenciaron significativamente entre campañas, pero si entre trimestres dentro de una campaña. T2 (oct-dic), se diferencia significativamente de los demás, presentando el mayor valor de PPT (463mm*trimestre^{-1}), y T1 (jul-set), es el que menor valor de PPT posee (113 mm trimestre^{-1}), diferenciándose del resto. Se encontraron diferencias significativas entre trimestres para n°PT: T3 y T2 no se diferencian entre sí, pero sí de los demás. T1 es el que menor cantidad de días lluviosos presenta (Tabla 1).

Tabla 1: Valores de precipitaciones medias por trimestre para 10 campañas agrícolas (2006-2007 a 2015-2016)

Trimestre	N° PPT	PPT (mm trimestre^{-1})
T1	11 **C**	113 **D**
T2	26 **A**	334 **B**
T3	25 **A**	463 **A**
T4	17 **B**	216 **C**

Referencia:n° PPT es el número de días con precipitaciones en el trimestre y PPT es el valor total precipitado en el trimestre

Para un año promedio, en T1 precipitan el 17% de PPA, en T2 y T3 el 32 % en cada uno y en T4 el 20 % de PPA. Pero cuando se expresa en volumen se observa que T1 (jul-set), aporta solo con un 9% de la PPA. Mientras que, en T3 precipita un 41% de PPA; 9% más que T2. Si bien el 66 % de PPd son menores a 12,5 mm, sólo representan el 17 % del volumen de PPA. El 68 % del volumen de PPA es aportado por PPd, que oscilan entre los 12,5 mm y 75 mm. Las PPd mayores a 75 mm contribuyen en un 15 % a PPA y el 84 % de ese volumen precipita en T3 (ene- mar), (Tabla 2).

Tabla 2: Porcentaje de la precipitación anual en cada trimestre según categoría de precipitación diaria

Trimestre	< 12,5 mm día^{-1}	12,5 a30 mmdía^{-1}	>30 a 50 mm día^{-1}	>50 a 75 mm día^{-1}	> a 75 mm día^{-1}	Totales
T1	3,2	3,2	2,5	0,5	0,0	9,4
T2	5,4	10,4	10,7	4,9	0,8	32,2
T3	5,4	8,7	8,6	5,7	12,5	40,9
T4	3,3	4,8	4,2	3,6	1,6	17,5
Totales	17,3	27,1	26,0	14,7	14,9	100,0

Caracterización de las precipitaciones anuales de las 10 campañas analizadas

SPIa caracteriza a 6 campañas como normales, 2 muy húmedas, 1 moderadamente húmeda y 1 moderadamente seca(Tabla 3). Existió un período de sequía anual con una duración de 2 campañas (2007-2008 y 2008-2009) con una magnitud de 1,73. SPIt no se diferenció significativamente entre campañas, pero se encontraron diferencias significativas entre trimestres para el mismo período. T3 es significativamente diferente a los demás, con el mayor valor de SPIt. Se encontró una correlación significativa entre PPA y SPI anual (r=0,997; n=10); PPT y SPI trimestral (r= 0,77; n=40).

Tabla 3: Valores de precipitación anual (PPA) y Índice Normalizado de Precipitación anual (SPI), para 10 campañas agrícolas (2006-2007 a 2015-2016)

Campaña agrícola	PPA (mm año^{-1})	SPIa	Clasificación
2006-2007	1595,4	1,9	Muy húmedo
2007-2008	732,2	-1,2	Moderadamente seco
2008-2009	885,6	-0,5	Normal
2009-2010	1485,2	1,6	Muy húmedo
2010-2011	871,7	-0,6	Normal
2011-2012	948,7	-0,3	Normal
2012-2013	1249,3	0,9	Normal
2013-2014	1047,6	0,1	Normal
2014-2015	1145,5	0,5	Normal
2015-2016	1298,7	1,0	Moderadamente húmedo

Escurrimiento superficial

Para las campañas normales (n=6), no existen diferencias significativas entre secuencias de cultivo para EA (p=0,1047), pero si para CEA (p=0,049). Se observa que en las secuencias Sj y Sj/CC, presentan valores similares de CEA y se diferencian significativamente de Tg/Sj y Tg/Sj-Mz (Tabla 4). Sj y Sj/CC presentan los mayores valores de CEA (7,3 % y 7,1%), y se diferencian significativamente de Tg/Sj y Tg/Sj-Mz que presentan valores de CEA de 4,2 % y 2,5 % respectivamente. CET presenta diferencias significativas entre trimestres pero no entre secuencias. T3 y T4 tienen CET similares y se diferencian significativamente de T1 y T2. El CET de T1 presenta el menor valor (1,6%). No se encuentran diferencias significativas para CET dentro de cada trimestre, excepto para T4 donde Tg/Sj-Mz se diferencia de las demás secuencias. En este trimestre las demás secuencias tienen un CET mayor a Tg/Sj-Mz. Se observa una tendencia, no significativa, mostrando que en cada trimestre las secuencias Sj y Sj/CC tienen mayores valores de CET que Tg/Sj y Tg/Sj-Mz (Tabla 4).

Tabla 4: Tabla de doble entrada paracoeficiente de escurrimiento trimestral (CET)según trimestre y secuenciapara las 10 campañas agrícolas (2006-2007 a 2015-2016). Letras diferentes indican diferencias significativas test DGC p<0,05

Secuencia	T1	T2	T3	T4
Sj	1,8A	6,3 A	9,6 A	8,2 A
Sj/CC	2,0A	6,1 A	7,8 A	9,4 A
Tg/Sj	1,4A	3,5A	7,0 A	7,5 A
Tg/Sj-Mz	1,2A	2,9 A	5,6 A	5,9 B
Media de 10 campañas	1,6C	4,7 B	7,5A	7,7A

Durante T3 (ene-mar), existe mayor probabilidad que ocurraPPd mayores a 75 mm, explicando el alto valor de CET para este período. En T4 las PPd se distribuyen uniformemente en todos los rangos menores a 75 mm y los cultivos

se encuentran cercanos a la madurez fisiológica disminuyendo la demanda de agua al perfil, contribuyendo a un aumento en CET. Las diferencias encontradas en CET para este período entre secuencias pueden ser atribuidasal mayor aporte de rastrojos de la secuencias Tg/Sj-Mz respecto de la demás. Estos mayores aportes pueden mejorar la captura de carbono por parte del perfil aumentando la porosidad y como consecuencia, la infiltración. En este sentido, Novelli*et al*. (2012) encontraron que al aumentar el número de cultivos en una secuencia existe una mejora en la porosidad debido a un aumento en el carbono. También, Sasal*et al*. (2017) reportaron que las secuencias más intensificadas en la región de estudio son las que presentan trigo, ya que es el principal cultivo de invierno y siempre precede a una soja de segunda fecha de siembra. De esta manera, se mantiene el suelo con elevado tiempo de ocupación, similar al tiempo que ocuparía una pastura. Además, el trigo se siembra con poca distancia entre hileras y así puede favorecer la interrupción de capas continuas de estructura laminar con sistemas radicales en cabellera y la formación de estructura granular superficial, que favorecen el ingreso de agua al suelo.

En T1 (jul-sep) el 68% del volumen aportado es a través de PPd que tienen un valor menor a los 30 mm y produciendo una disminución en CET. Estos bajos valores de PPd coinciden con los menores valores de intensidad de lluvia (Garciarena*et al.*, 2010), lo que reduciría los valores de CET por una mayor captura del agua por parte del perfil.

CONCLUSIONES

Se realizó un análisis detallado de las características de las precipitaciones y del escurrimiento superficial durante 10 campañas agrícolas. Estas se clasificaron de acuerdo alÍndice Normalizado de Precipitaciónque además de la correlación encontrada conPPA permitió diferenciar y analizar por separado aquellas campañas con un comportamiento normal de las extremas. La categorización de las precipitaciones diarias y la división en trimestres de cada campaña, permitieron profundizar el análisis del escurrimiento superficial. Se observó que las precipitaciones diarias mayores a 75 mm sólo representan el 2 % del total de días con lluvia, pero aportan el 15 % del volumen anual y el 86 % de ese volumen precipita en el tercer trimestre. Dicho trimestre presenta uno de los mayores valores de coeficiente de escurrimiento. Por otro lado, durante el primer trimestre el 98 % de las precipitaciones diarias son menores a 50 mm, pudiendo ser una de las causas del bajo valor del coeficiente de escurrimiento en el mismo. Si bien el 66 % de las precipitaciones diarias durante una campaña son menores a 12,5 mm, sólo el 9 % del volumen precipitado en un año, no teniendo incidencia sobre el escurrimiento superficial.

Se compararon los coeficientes de escurrimiento superficial de 4 secuencias agrícolas representativas del área agrícola pampeana húmeda. Se encontró que en las secuencias Sj continua y Sj con Cultivo de Cobertura invernal, presentan valores similares de coeficientes de escurrimiento y se diferencian significativamente de Tg/Sj y Tg/Sj-Mz. Estos resultados permiten valorar la importancia de caracterizar y conocer las variaciones trimestrales y anuales de las precipitaciones y del escurrimiento. Esta información brinda herramientas para seleccionar prácticas de manejo o aplicar tecnologías adecuadas para disminuir el escurrimiento superficial y los impactos ambientales asociados durante los trimestres con precipitaciones con altos volúmenes diarios y con los mayores coeficientes de escurrimiento. Así, la disponibilidad de esta información permitirá tomar decisiones para mejorar la captación de agua, aumentar rendimientos de cultivos y minimizan riesgos ambientales asociados a las pérdidas de agua por escurrimiento.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los equipos técnicos y de apoyo del grupo de Recursos Naturales de INTA Paraná. Este trabajo fue financiado por los Proyectos INTA PNAT 1128041, 1128043 y PNSUELO 1134021 y 1134023. Constituye parte de la tesis doctoral del primer autor.

BIBLIOGRAFÍA

- AbrilA.; Salas P.; E.Lovera; S.Koppy & N. Casado-Murillo. 2005. Efecto acumulativo de la siembra directa sobre algunas características del suelo en la región semiárida central de la argentina. Revista Ciencia del Suelo. Edición 23 (2). Pág 179-188
- Engler P.;G.Vicente & R.Cancio. 2007. Evolución de la agricultura y la sustentabilidad a lo largo de un siglo en Entre Ríos. Agricultura Sustentable en Entre Ríos, 230 p. Ediciones INTA.

- Gabioud E.A.;M.G.Wilson; S. Albarenque;A.Kemerer;R.Melchiori;M.C.Sasal & C. Pioto. 2012. Variabilidad espacial de la RMP y la Dap de un Molisol en siembra directa y su relación con el rendimiento de soja. Anales XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Abril 2012 Mar del Plata, Argentina. Trabajo en CD. ISBN 978-987-1829-11-8
- Garciarena N.A.; M. C. Sasal; M. G. Wilson & C. I. Chagas. 2010. "Factor C" de la ecuación universal de pérdida de suelo (USLE) bajo siembra directa. Agricultura Sustentable 2010. Ediciones INTA. ISSN 0325-8874.
- McKee, T.B., N.J. Doesken & J. Kleist, 1993: The relationship of drought frequency and duration to time scale. In: Proceedings of the Eighth Conference on Applied Climatology, Anaheim, California,17 a 22 de enero de 1993. American Meteorological Society, Boston, 179–184
- Novelli L.E.;O. P. Caviglia; M. G. Wilson & M. C. Sasal. 2012. Estabilidad de agregados y almacenaje de carbono con diferentes usos de latierra. Anales XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Abril 2012 Mar del Plata, Argentina. Trabajoen CD. ISBN 978-987-1829-11-8
- Reca, Lucio G. 2006. El sector agropecuario argentino: despegue, caída y resurgimiento (1875 Y 2005). Estud. Econ., Bahía Blanca, v.23, n°47, jul 2006. http://bibliotecadigital.uns.edu.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2525-12952006002200005&lng=en&nrm=iso. Accedido en 1 de marzo de 2018
- Reboratti, Carlos. 2010. Un mar de soja: la nueva agricultura en Argentina y sus consecuencias. Revista de Geografía Norte Grande. Edición 54. pág 63-76.
- Sasal M.C. 2012. Factores condicionantes de la evolución estructural de suelos limosos bajo siembra directa. Efecto sobre el balance de agua. Tesis Doctoral. Escuela para Graduados Alberto Soriano, Facultad de Agronomía UBA. 126 p.
- Sasal M. C.; M. G. Wilson; A. E. Andriulo; J. D. Oszust; E. A. Gabioud; S. M. J.Sione; M. L. Darder & M. J. Torti. 2015. Pérdida de nutrientes desde agrosistemas y su destino en el ambiente. Simposio Fertilidad 2015.Nutrición de cultivos para la intensificación productiva sustentable. pp: 286-293
- Sasal, M. C.; H. Boizard; A. Andriulo; M. Wilson & J. Léonard. 2017. Platy structure development under no-tillage in the northern humid Pampas of Argentina and its impact on runoff. Soil&TillageResearch: 173: 33 - 41.
- SAGyP, 2018. Estimaciones agrícolas.http://datosestimaciones.magyp.gob.ar/reportes.php?reporte=Estimaciones. Accedido 1 de marzo de 2018
- SatorreE. H. 2005. Cambios tecnológicos en la agricultura argentina actual. Revista Ciencia Hoy. Volumen 15 Nº 87. Pág 24-31
- Wilson M.G.;J. Oszust;M. C. Sasal & A. Paz González. 2010. Variación espacial de la resistencia mecánica a la penetración y su relación con estados estructurales del suelo bajo distintas secuencias de cultivos. XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Rosario, Argentina. Trabajo en CD.

C4P98. ANÁLISIS DEL RIESGO DE EROSIÓN HÍDRICA EN SUELOS DEL PARTIDO DE AZUL

Palacin, Esteban A.y Lopez, Mariano E.

Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Avenida San Martin 4453, CABA, Argentina. palacin@agro.uba.ar

RESUMEN

El avance de la agricultura en el Partido de Azul en los últimos 30 años, ha producido un incremento en 2,5 veces el área sembrada con cultivos agrícolas. Esto ha causado el aumento de la presión sobre tierras con fragilidad a la erosión hídrica. A fin de cuantificar los niveles de fragilidad y vulnerabilidad a la erosión hídrica en tierras del partido, se procedió a trabajar con mapas digitalizados de las variables de la ecuación de erosión hidrica A = R x K x L.S x C x P; a través de un sistema de información geográfica. Se usaron lo datos pluviométricos de la estación Azul Aero del SMN, con los cuales se calculó la variable R (erosividad de las lluvias) que se consideró constante para el area en estudio, dada su extensión. La informacion de suelos se obtuvo de la carta de suelos Pablo Acosta de INTA (3760-22-2), a partir de la cual se obtuvieron los límites de las unidades cartográficas para crear los polígonos y los valores para la estimación de la variable K (erodabilidad de los suelos). Usando la carta topográfica "Pablo Acosta" se digitalizaron las curvas de nivel, se tranformaron a sistema vectorial y se interpolaron para obtener un Modelo Digital de Elevación, con el cual se obtuvieron los mapas de pendientes porcentual y en grados y el de direcciones de flujo de escorrentía y a partir del mismo se generó la capa de acumulación de flujo. A continuación, y haciendo uso de la capa de pendientes en grados, se generó el factor F. Luego, empleando el factor F se generó el factor *m*, o exponente del largo de pendiente. Luego, los rásters generados se incuyeron dentro de las ecuaciones seleccionadas para generar los subfactores L y S; y combinando estos se obtuvo el mapa del factor L.S. Para la obtención de un valor para el factor C, se tomaron la distribuciones de cultivos dadas por el Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca de La Nación para las campañas de los años 2005 a 2015. Al combinar todos los factores obtenidos en una capa, y estimando que no se realizan prácticas específicas para la erosión hídrica, obtenemos el mapa de erosión hídrica promedio medido en toneladas por hectárea por año. En las ubicaciones donde hubiera prácticas instaladas o pudieran realizarse, el valor de vulnerabilidad obtenido debería multiplicarse por el valor de la variable P, correspondiente a dicha practica. Operando así, los mapas temáticos de cada variable se obtuvieron los mapas de fragilidad y vulnerabilidad de las tierras. Para la clasificación de la Erosión se utilizaron las clases de erosión de perdida de suelos establecidas por FAO-PNUMA-UNESCO: Nula a Ligera menor a 10; Moderada 10–50; Alta 50–200 y Muy Alta mayor a 200. Según esta clasificación de la superficie total comprendida por el análisis, un 79 % del área presentaría erosión ligera, un 20 % erosión moderada y el 1 % restante presenta erosión alta con una mínima participación de erosión muy alta.

Palabras claves: EUPS, RUSLE, SIG.

C4P99. CALIDAD DEL AGUA EMPLEADA POR AGRICULTORES FAMILIARES DEL NOROESTE DE CORRIENTES

Paredes, Federico A.[1] y Langé, Patricia P.[2]

[1] EEA Corrientes, INTA. Ruta Nac. N°12, km 1008, CC57. Corrientes, Argentina. paredes.federico@inta.gob.ar; [2] AER Corrientes, INTA. Ruta Prov. N°5, km 2,5. Corrientes, Argentina. lange.patricia@inta.gob.ar

RESUMEN

El agua posee un valor e importancia innegable para el desarrollo sustentable de las sociedades, la producción de alimentos y la soberanía alimentaria. En el Noroeste de Corrientes, la Agricultura Familiar emplea el agua con múltiples destinos: consumo doméstico, bebida de animales, riego y agroindustria familiar. A su vez, resulta particularmente vulnerable, por sus dificultades para el acceso a infraestructura adecuada para su captación, distribución y utilización. El objetivo del trabajo fue analizar la calidad microbiológica y físico-química del agua empleada en 42 sistemas productivos de Agricultores Familiares del Noroeste de Corrientes. De las muestras analizadas, el 31% presentó valores menores a 3 NMP para bacterias coliformes totales por 100 mL, mientras que el 69% restante superó el valor de 3, de las cuales el 28,6% superó el valor de NMP de 1100 coliformes totales por 100 mL. Del total de observaciones, solo una muestra dio positivo para *Escherichia coli*, mientras que para *Pseudomonas aeruginosa*, el 21,4% dio positivo (NMP 100 mL) y para *Enterococcus y Estreptococcus* fecales (NMP 100 mL) fueron 38,1% los casos positivos. Estos resultados indican un elevado riesgo sanitario de las aguas destinadas para consumo humano. El total de las muestras presentaron valores admisibles para el consumo humano de cloruros y sulfatos. En cuanto a la dureza total, todas las muestras registraron valores inferiores a 400 mg $CaCO_3^-L^{-1}$, aunque el 38,1% se clasificaron como aguas blandas o moderadamente duras, y el 61,9% como duras y muy duras. Solamente 4,8% de las muestras presentaron valores de alcalinidad superior a los admisibles. El 28,6% del total presentó problemas de contaminación con NO_3^{-1}, excediendo el límite de 10 mg $N\text{-}NO_3^-*L^{-1}$; mientras que el 4,8% obtuvo valores de nitrito mayores a 0,10 $mg*L^{-1}$; y el 9,5% de las muestras obtuvo valores de amonio mayores a 0,2 $mg*L^{-1}$, indicando una degradación incompleta de la materia orgánica. Posiblemente ello se deba a la filtración de aguas residuales u otros residuos orgánicos a las fuentes de agua. En cuanto a la calidad físico química, el promedio de solidos disueltos totales (250,6 mg L^{-1}) permitió clasificar las muestras como aguas dulces. De acuerdo al USDA (Riverside), el 45,3% de las muestras se clasificaron como aguas de baja salinidad (C1), con mínimos riesgos de salinización; el 47,6% como moderada salinidad (C2); mientras que el 4,7% como medio (C3) y sólo el 2,4% alta. Los niveles de Na son bajos (S1), con valores promedio de RAS de 0,56. El 95,2% de las observaciones son clasificadas como de calidad excelente y buena, considerando el porcentaje de sodio soluble, mientras que el 4,8% son de calidad permisible o dudosa. Los resultados obtenidos no señalan problemas graves en las propiedades químicas de las aguas, aunque algunos casos requieran de medidas asociadas al contenido de sales presentes. En el caso de la calidad microbiológica, los datos sugieren poner especial atención en aquellos casos que superan los valores admisibles de presencia de bacterias y recurrir a medidas correctivas en los casos positivos de *E. coli* y *Pseudomonas*.

Palabras claves: Análisis de agua, usos múltiples, contaminación

C4P100. EFECTO DE CULTIVOS DE COBERTURA, FERTILIZACIÓN Y DIFERENTES SISTEMAS DE LABRANZA SOBRE LA DISPONIBILIDAD HÍDRICA

Parra, Baltazar J.; Cholaky, Carmen; Bongiovanni, Marcos D.; Cabrera, Soledad; Mattalia, Laura; Celli, Lucrecia, Marzari, Rosana; Gorjon, Juan, Ganum Gorriz, María J. y Maseda Edgar

Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. Ruta nacional N° 36 km 601. Río Cuarto. Córdoba. Argentina. bparra@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la incorporación de un cultivo de cobertura (triticale) y su interacción con tres sistemas de labranza y dos niveles de fertilización, sobre la disponibilidad hídrica, eficiencia del uso del agua (EUA) y rendimiento del cultivo de maíz en un sistema de producción agrícola con una rotación soja-maíz. El estudio se realizó sobre un Hapludol típico del sur oeste de Córdoba, en un ensayo de larga duración (iniciado en 1994) donde se evalúan sistemas de labranza y niveles de fertilización, entre otros factores, en una rotación soja-maíz. Sobre este ensayo se agregó un factor a modo de franja consistente en la incorporación de triticale como cultivo de cobertura. De esta menera los factores evaluados y sus niveles fueron labranza: labranza convencional, reducida y siembra directa (LC, LR y SD), fertilización del cultivo principal: fertilizado y no fertilizado (F y NF) y cobertura: con y sin cultivo de cobertura (CC y SC). La primera incorporación de triticale como cultivo de cobertura en una rotación agrícola soja-maíz no afectó, bajo las condiciones ambientales y de manejo particulares del ciclo evaluado, el rendimiento ni la eficiencia del uso del agua del cultivo estival principal (maíz en este caso). El grado de enmalezamiento de los tratamientos sin cultivos de cobertura y la ocurrencia de precipitaciones relativamente abundantes durante el período crítico del maíz, diluyeron el efecto del cultivo de cobertura sobre la disponibilidad de agua para el cultivo principal.

Palabras claves: Triticale, eficiencia del uso del agua, Hapludoles.

INTRODUCCIÓN

La incorporación de cultivos de cobertura es una estrategia de manejo que se presenta como una alternativa que tiene la potencialidad de controlar procesos de degradación del suelo como la erosión hídrica (De Baets *et al*., 2011) y eólica, de mejorar la calidad física del suelo asociada a un balance de carbono más positivo (Duvall *et al*., 2015)e incorporando raíces, permite también mejorar la eficiencia del uso del agua y nutrientes como el nitrógeno (Restovich & Andriulo, 2013), disminuir la incidencia de algunas malezas (Kunz *et al.*, 2016), entre otras.

En las regiones subhúmedas como en el centro y sur oeste de la provincia de Córdoba, el uso de agua por parte de los cultivos de cobertura, puede afectar significativamente los rendimientos de los cultivos estivales, que representan la actividad económica central de los sistemas de producción agrícolas.

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la incorporación de un cultivo de cobertura (triticale) y su interacción con tres sistemas de labranza y dos niveles de fertilización, sobre la disponibilidad hídrica, eficiencia del uso del agua (EUA) y rendimiento del cultivo de maíz en un sistema de producción agrícola con una rotación soja-maíz.

MATERIALES Y MÉTODOS

Caracterización del área de estudio

El estudio se realizó en el campo de Docencia y Experimentación «Pozo del Carril» perteneciente a la Universidad Nacional de Río Cuarto, ubicado en la cuenca del arroyo La Colacha, departamento Río Cuarto, provincia de Córdoba (64º39' y 64º50' de Longitud Oeste y 32º54' y 33º03' de Latitud Sur y entre 850 y 550 m.s.n.m.). El clima es templado húmedo con nula a pequeña deficiencia de agua en los meses de enero y febrero e importantes excesos hídricos de octubre a abril. La precipitación media anual es 950 mm y se concentra en primavera-verano. La temperatura media anual es 16,5 ºC. La

El área presenta un relieve moderado a fuertemente ondulado con pendientes de distinta longitud y gradientes de hasta el 7%, constituido por sedimentos loésicos, arenosos muy finos del Pleistoceno superior tardío y Holoceno donde se desarrollan Hapludoles típicos, limoso grueso, illítico, térmico de bajo desarrollo. Los suelos se caracterizan por presentar

un horizonte Ap (0-14 cm) franco arenoso, bloques angulares, gruesos, moderados con laminación; Bw (14-42 cm) franco arenoso, bloques angulares y prismas simples irregulares, gruesos, moderados, escasos barnices arcillo-húmicos; BC (42-65 cm) franco arenoso, prismas simples y bloques sub-angulares finos, moderados a débiles que rompen a bloques menores débiles; C (65 -+cm) franco arenoso, bloques angulares irregulares muy finos y muy débiles que rompen a masivo. La granulometría del horizonte superficial presenta 17,48% de arcilla (< 2 µm), 30,32% de limo (2-50 µm) y 52,80% de arenas muy finas (50-100 µm) (Becker, 2006). El área de estudio pertenece a la región fitogeográfica del Espinal (bosque de especies leñosas y pastizales) del que sólo quedan relictos. El principal problema de degradación al que están sujetas las tierras de la región es la erosión hídrica, la cual se manifiesta con diferente grado de magnitud y forma, abarcando erosión laminar, en surcos y cárcavas (Becker, 2006). El uso actual de la tierra comprende sistemas mixtos y agrícolas con predominio de cultivos estivales.

Diseño experimental y tratamientos

Este trabajo se desarrolló en un ensayo implementado desde 1994, ubicado en el campo de Docencia y Experimentación de la FAV- UNRC (32° 58’ 02,89’’S y 64° 36’ 12,42”O, 638 msnm). El ensayo comprende numerosos factores, de los que en este trabajo se evaluarán tres: sistema de laboreo, fertilización y manejo de la condición de cobertura durante el barbecho. El factor sistema de laboreo comprendió Siembra Directa (SD), Labranza reducida (LR) que actualmente realizada con una labor tipo paratill a 30 cm de profundidad + rolo y labranza convencional (LC) realizada a partir de 2011 conarado cincel más rastra de discos, sobre una labor histórica de arado de rejas más rastra de discos de tiro excéntrico. El factor fertilización estuvo representado por los niveles: con fertilización (F) (fertilización de maíz con fosfato diamónico al momento de la siembra y refertilización con urea y en el caso de la soja fertilización junto a la siembra con super fosfato triple y sulfato de calcio) y sin fertilización (SF). El manejo de la condición de cobertura superficial tuvo dos niveles: con cultivo de cobertura (CC) y sin cultivo de cobertura (SC).El cultivo de cobertura utilizado fue triticale (*Triticosecale* Wittm. ex A.Camus, Cultivar “Yavú -UNRC”), con una densidad de siembra de 70 $kg*ha^{-1}$. El mismo se implantó posteriormente a la cosecha de un cultivo de soja, el 5/5/2016, en una franja que atravesó a todos los sistemas de labranza. El ciclo del cultivo de cobertura se interrumpió químicamente el 30/9/2016.La rotación de cultivos agrícolas del ensayo actualmente consiste en la alternancia de soja y maíz por lo que posteriormente al secado del CC se sembró maíz el 28 de diciembre de 2016.

Para cada cultivo se realizará la fertilización correspondiente: en el de maíz con Fósforo (FDA), al momento de la siembra y Nitrógeno (UREA), al estado de 6º hojas y en soja a la siembra con Fósforo y Azufre (SFT y Sulfato de Calcio).

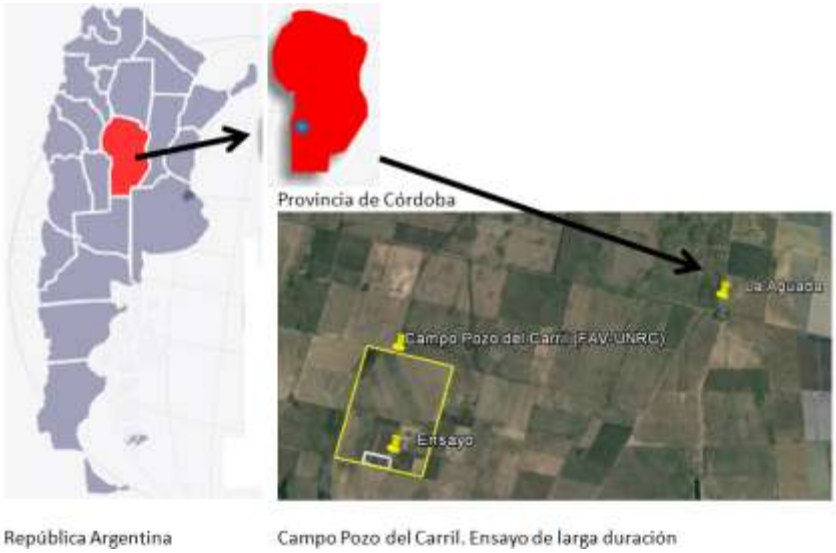


Figura 1: Esquema de la ubicación del sitio exprimental.

Determinaciones realizadas

Se realizaron determinaciones del contenido hídrico gravimétrico hasta el metro de profundidad a intervalos de 20 cm en los momentos de: implantación del CC, secado del CC, siembra de maíz y cosecha de maíz. Previamente a la

siembra del cultivo de cobertura se determinó la densidad aparente por el método del cilindro (Blake & Hartge, 1986) y los contenidos hídricos a capacidad de campo y punto de marchitez permanente mediante olla de presión a 33 kPa (Klute, 1986) y membrana de presión a 1500 kPa (Richards, 1947), respectivamente. Se determinó la producción de materia seca del cultivo de cobertura (MS) mediante cuadrantes de 0,25m^2y posterior secado en estufa a 40°C y el rendimiento del maíz en forma manual. Se determinó el uso consuntivo de agua (UC) del cultivo de cobertura como la suma de la lámina inicial y las precipitaciones durante el ciclo del cultivo de cobertura, menos la lámina final al momento del secado del cultivo de cobertura. La eficiencia de uso del agua (EUA) por parte del cultivo de cobertura se determinó como el cociente entre la producción de MS del cultivo de cobertura y su UC, de manera similar se obtuvo la EUA del maíz utilizando el rendimiento en granos como numerador.

Análisis estadístico

El diseño experimental fue en franjas con estructura en bloques, con 4 repeticiones. Los datos fueron analizados con el programa Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2016), mediante ANOVAS y las comparaciones de medias se realizaron a través del test LSD de Fisher, con un nivel de significancia del 5%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la figura 2 se muestra la distribución de las precipitaciones mensuales durante el ciclo del cultivo de cobertura y del maíz las cuales fueron cercanas a los valores normales o algo superiores salvo para el mes de enero de 2017 caracterizado por un marcado déficit hídrico. (INTA-MAGRR, 1994).Las precipitaciones durante el ciclo del cultivo de cobertura fueron de 89 mm, entre el secado del cultivo de cobertura y la siembra de maíz de 220 mm y durante el ciclo del maíz de 390 mm.

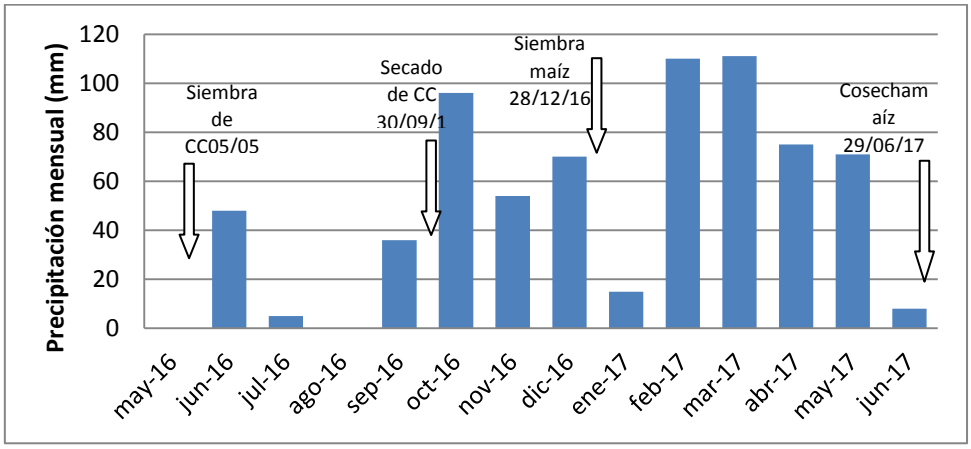


Figura 2: Precipitaciones mensuales durante el ciclo de los cultivos de cobertura y maíz.

El UC por parte del cultivo de cobertura fue en promedio de 218 mm (Tabla 1). Coincidiendo con Lardone *et al*. (2013), no se observaron diferencias significativas entre labranzas ni por efecto de la fertilización. No obstante el UC de los tratamientos fertilizados tendió a ser mayor en todos los tratamientos de labranza (p=0,16).

La producción de MS del cultivo de cobertura estuvo alrededor de los 5900 kg MS ha^{-1}(Tabla 1) y no difirió significativamente entre labranzas ni entre tratamientos de fertilización (p=0,066), aunque también para esta variable se observó una tendencia a mayores producciones en los tratamientos fertilizados de cada sistema de labranza. Cabe recordar que la fertilización de los tratamientos fertilizados se realiza sobre el cultivo estival principal y que la mejor condición nutricional de estas unidades experimentales durante el ciclo del cultivo de cobertura respondería a un efecto residual.

La eficiencia del uso del agua del cultivo de cobertura en los diferentes tratamientos estuvo alrededor de los 27,2 kg MS*ha^{-1}*mm^{-1} y no fue diferente entre tratamientos (Tabla 1).

Tanto la producción de MS, la respuesta a la fertilidad química, como la EUA dependen de la disponibilidad hídrica para los cultivos. En este sentido Baigorria & Cazorla (2010) hallaron al comparar estas variables en dos años con diferente disponibilidad hídrica que, en años con menor disponibilidad, el triticale produjo un menor volumen de MS,no manifestó diferencias significativas entre tratamientos fertilizados y no fertilizados y la EUA fue mayor (de

aproximadamente 53 kg MS ha^{-1} mm^{-1} comparada con una EUA de 27 kg M $ha^{-1}mm^{-1}$en promedio para el ciclo más húmedo). Durante el período de desarrollo del CC, la disponibilidad hídrica correspondió a una situación intermedia a las dos evaluadas por Baigorria y Cazorla (2010) pero con una EUA, similar a la observada en el período más húmedo evaluado por estos autores. Esta EUA relativamente baja se puede explicar por el hecho de que estos autores, en los tratamientos fertilizados, fertilizaron de directamente el triticale con 50 kg ha^{-1} con fosfato monoamónico y 200 kg ha^{-1} de urea.

Tabla 1: Uso consuntivo (UC), producción y eficiencia del uso del agua (EUA) del cultivo de cobertura y de maíz en función de la labranza y de la fertilización.

Labranza	Cobertura	Fertilización	UC (mm)	MS (kg ha^{-1})	EUA CC (kg MS ha^{-1} mm^{-1})	EUA Maíz (kg ha^{-1} mm^{-1})	Rend. Maíz (kg ha^{-1})
LC	CC	F	218,93	6356	29,0	16,58	6194
LC	CC	NF	213,97	5130	24,0	15,87	5864
LR	CC	F	223,33	6264	28,0	15,19	5837
LR	CC	NF	221,75	6401	28,9	16,16	6231
SD	CC	F	228,4	5951	26,1	18,10	6408
SD	CC	NF	200,84	5474	27,3	14,80	5389
LC	SC	F	nc	nc	nc	18,89	7033
LC	SC	NF	nc	nc	nc	12,08	4922
LR	SC	F	nc	nc	nc	16,31	6322
LR	SC	NF	nc	nc	nc	13,56	5643
SD	SC	F	nc	nc	nc	19,37	7016
SD	SC	NF	nc	nc	nc	12,05	4679

La lámina acumulada en el momento de la siembra del maíz fue mayor en los tratamientos SC; mostró diferencias significativas entre labranzas siendo mayor en LR y LC que en SD y se observó una interacción significativa entre cobertura y fertilización definida principalmente por la diferencia entre los tratamientos SC (menor lámina en los tratamientos fertilizados) (Figura 2). Las diferencias entre sistemas de labranza podrían ser explicadas por el control químico deficiente de malezas durante el barbecho. En el caso de LR y LC las malezas tuvieron un control mecánico durante el laboreo, que fue previo a la mayoría de las precipitaciones anteriores a la implantación del maíz. Éste control deficiente de malezas también podría explicar la menor lámina disponible a la siembra del maíz de los tratamientos fertilizados, ya que un mayor desarrollo vegetativo de malezas propiciado por un mejor nivel nutricional, estaría asociado a una mayor evapotranspiración.

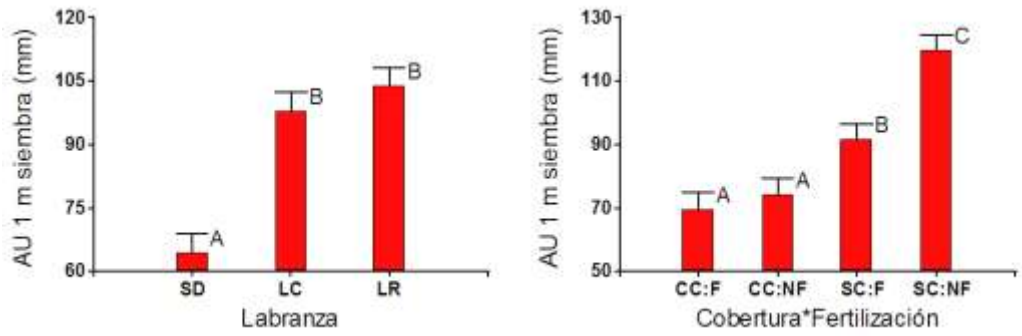


Figura 2: Lámina de agua útil (AU 1m) al momento de la siembra del cultivo de maíz.

A pesar de la diferencia inicialen la lámina de agua útil acumulada, la implantación del cultivo de cobertura no afectó significativamente el rendimiento ni la EUA del cultivo de maíz. Tampoco se observaron diferencias significativas entre tratamientos de labranza para estas variables. Sin embargo la fertilización tuvo un impacto positivo sobre el rendimiento y la EUA interaccionando significativamente con el factor cobertura (Figura 3). Al estar estas dos variables altamente correlacionadas respondieron de manera casi idéntica al efecto de los diferentes factores del ensayo. El tratamiento SC/NF presentó el menor rendimiento y EUA diferenciándose significativamente de los tratamientos fertilizados ya sea CC como SC.

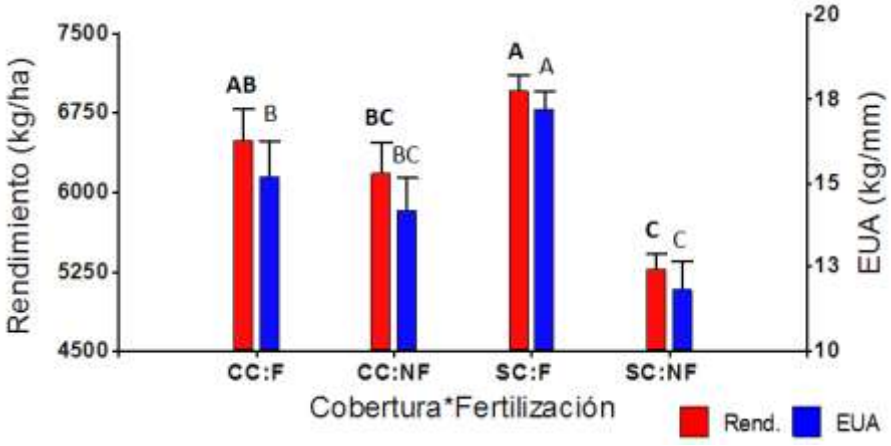


Figura 3: Rendimiento y eficiencia del uso del agua (EUA) del maíz.

El efecto positivo de la fertilización se vio atenuado en los tratamientos CC, debido probablemente al aporte de nutrientes por mineralización por parte de los residuos de triticale, especialmente en los tratamientos con labranzas en los que, además del aporte realizado por las raíces del cultivo de cobertura, se incorpora parte de la biomasa aérea al suelo. En este sentido, Redin *et al*. (2014) estimó que la relación C/N de las raíces de triticale es de 25 y que su mineralización fue (aunque en condiciones controladas) de un 35% del C agregado por parte de las raíces en alrededor de 80 días.

Si se realiza un análisis integral de la EUA que incluya tanto al cultivo de cobertura y como al maíz obviamente los sistemas CC serían los más eficientes ya que a la producción de maíz (que no difirió entre sistemas CC y SC) se suma la producción de biomasa de los cultivos de cobertura.

CONCLUSIONES

La primera incorporación de triticale como cultivo de cobertura en una rotación agrícola soja-maíz no afectó, bajo las condiciones ambientales y de manejo particulares del ciclo evaluado, el rendimiento ni la eficiencia del uso del agua del cultivo estival principal (maíz en este caso).

El grado de enmalezamiento de los tratamientos sin cultivos de cobertura y la ocurrencia de precipitaciones relativamente abundantes durante el período crítico del maíz, diluyeron el efecto del cultivo de cobertura sobre la disponibilidad de agua para el cultivo principal.

AGRADECIMIENTOS

El equipo de investigación agradece la donación de semillas de triticale al Criadero Uninarc de la Facultad de Agronomía y Veterinaria de la Universidad Nacional de Río Cuarto.

BIBLIOGRAFÍA

- Baigorria, T. & C. Cazorla. 2010. Eficiencia del uso del agua por especies utilizadas como cultivos de cobertura. Actas XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Rosario, 31de Mayo al 4 de Junio del 2010.
- Becker, A., 2006. Evaluación del proceso de degradación de suelos por erosión hídrica en una subcuenca representativa de la región pedemontana del suroeste de la provincia de Córdoba, Argentina. Tesis doctoral. Fac. Cs. Ex. F. Q. y Nat. Universidad Nacional de Río Cuarto, Río Cuarto.
- Blake, GR & KH Hartge. 1986. Bulk Density: In: Klute, A. (ed). Methods of Soil Analysis. Part 1 (2nd ed.). Pp. 363-375. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.
- De Baets, S., Poesen, J., Meersmans, J.,& L Serlet. 2011. Cover crops and their erosion reducing effects during concentrated flow erosion. Catena 85: 237-244
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M.,& C.W.Robledo. 2016. InfoStat versión 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- Duvall, ME, Capurro, JE, Galantini, JA &JM Andriani. 2015. Utilización de cultivos de cobertura en monocultivo de soja. efectos sobre el balance hídrico y orgánico. Ciencia del suelo. revista de la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo., 33(2).
- INTA-Ministerio de Agricultura, Ganadería y Recursos Renovables. 1994. Carta de Suelos de la República Argentina. Hoja 3366-12 Rio de los Sauces-Hoja 3366-18 Alpa Corral. Plan Mapa de Suelos Córdoba.Argentina.
- Klute, A. 1986. Water Retention: Laboratory Methods. In: Klute, A. (ed), Methods of Soil Analysis. Part 1. (2nd ed.) Pp. 635-661. Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison, WI.
- Kunz, C, Sturm, DJ, Varnholt, D, Walker, F, &R Gerhards. 2016. Allelopathic effects and weed suppressive ability of cover crops. Plant Soil Environ, 62(2), 60-66.
- Lardone, A.V., C. Justo, M.R. Barraco, C.M. Scianca, & W.R. Miranda. 2013. Especies de cultivos de cobertura como antecesores de maíz tardío y soja. Memoria técnica. Estacion Experimental Agropecuaria General Villegas.
- Redin M, R Guénon, S Recous, R Schmatz, L Liberalesso de Freitas, C Aita & SJ Giacomini 2014. Carbon mineralization in soil of roots from twenty crop species, as affected by their chemical composition and botanical family. Plant Soil 378:205‑214.
- Restovich, R & A Andriulo. 2013. Cultivos de cobertura en la rotación con soja-maiz: biomasa aérea, captura de nitrógeno, consumo de agua y efecto sobre el rendimiento de grano. p. 195. *In*: C Álvarez; AR Quiroga; D Santos; M Bodrero (ed). Contribuciones de los cultivos de cobertura a la sostenibilidad de los sistemas de producción. INTA. Anguil.
- Richards, LA. 1947. Pressure-membrane apparatus-construction and use. Agric. Eng. 28(10): 451-454.

C4P101. EMISION DE MATERIAL PARTICULADO SEDIMENTABLE EN UN HAPLUSTOL ÉNTICO DEL SUR DE LA REGION SEMIARIDA

Pasetti, Melisa S.; Bouza, Mariana E.; De Lucia, Martin P., Silenzi Juan C y Echeverría Nora E.

Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur. San Andrés 800. Bahía Blanca, Buenos Aires. Argentina. mbouza@criba.edu.ar

RESUMEN

La región Sur del SO Bonaerense se caracteriza por presentar ambientes frágiles cuyo Riesgo de Erosión Eólica (REE) varía entre moderado a muy alto (22 a +105 Mg ha^{-1} $año^{-1}$) .Estos valores se incrementan con la agricultura realizada mediante labranza convencional. La emisión de partículas finas (PM) durante el proceso de erosión ha sido escasamente medida en la región. El objetivo fue determinar la cantidad de material particulado sedimentable (MPS) procedente de un Haplustol éntico, establecer la relación entre el índice de erodabilidad del suelo y algunas variables climáticas respecto a la emisión de material particulado. Se midieron 18 tormentas de polvo entre Abril-Diciembre de 2016 recolectándose el material erosionado con colectores ASTM D1739:98 ubicados a 2 m de altura en una parcela de referencia de 1 ha. Las tormentas analizadas presentaron 86 eventos erosivos y 598 horas con velocidades de viento superiores a 30 km h^{-1} (viento erosivo). Se realizaron correlaciones con distintas variables meteorológicas. En general los parámetros Velocidad máxima y Duración del evento fueron los que mejor correlacionaron ($p<0,05$) con la emisión de material particulado de un suelo agrícola en condiciones de extrema vulnerabilidad. La fracción erosionable (FE) ajustó a una ecuación exponencial positiva, donde a mayor valor de FE, mayor emisión de material particulado. A lo largo del período de muestreo, el 30% del material recolectado superó el límite permitido según la O.M.S (0,5 mg cm^{-2} $30d^{-1}$).

Palabras claves: erosión eólica, variables climáticas, fracción erodible

INTRODUCCIÓN

A la alta fragilidad eólica natural de los suelos del SO Bonaerense se le suma el efecto degradante de la agricultura realizada en forma convencional, cuya manifestación principal se aprecia en el aumento de la fracción erodible (FE). Se ve claramente que los períodos de resilencia que dispone la naturaleza, más las escasas prácticas de manejo que ofrece el hombre para la recuperación del suelo no alcanzan a compensar el efecto destructivo de las labranzas mecánicas (Silenzi *et al*., 2011).La erodabilidad eólica es un índice que establece la susceptibilidad específica de un suelo a la erosión por viento. El mismo se relaciona con las condiciones estructurales superficiales de los suelos que regulan gran parte de la erosión por viento (Chepil 1950a; Chepil & Woodruff, 1954; Chepil, 1960). Como forma de medir la erodabilidad eólica Chepil (1950b) estableció la denominada fracción no erodible del suelo (FNE), definida como el porcentaje de agregados mayores a 0,84 mm diámetro, luego de un tamizado en seco del suelo extraído en los 2,5 centímetros superficiales. A partir de este porcentaje se establece dicho Índice de erodabilidad (I) como valor potencial intrínseco del suelo a la erosión eólica, denominada "relación funcional" (Woodruff & Siddoway, 1965).

Material Particulado (PM10)

De acuerdo a su diámetro, las partículas pueden ser transportadas por rodadura, saltación o suspensión. Suspensión: es el transporte por flotación en el aire de partículas pequeñas, menores a < 100 micrones denominadas PM100. Estas pueden alcanzar algunos kilómetros de altura y varios centenares de kilómetros de distancia. Si la turbulencia del viento es suficientemente elevada, las partículas transportadas de esta forma pueden llegar a formar las "tormentas de polvo". En general, aproximadamente de un 3 a un 40% de las partículas son transportadas en suspensión (Chepil, 1945)

Se sabe que suelos de la región semiárida Argentina varían su potencial de emisión de PM en función del contenido de humedad, de la textura, y concentración de materia orgánica. Los suelos loésicos disminuyen linealmente la deflación de PM a medida que aumenta el contenido de agua en el suelo, en todo el rango de retención de humedad. En cambio, los que presentan características arenosas, deben superar un umbral de humedad para comenzar a disminuir la pérdida de material particulado. En general la emisión de PM de los suelos depende de la textura, aumenta con el contenido de limo y arcilla y decrece con el contenido de arena (Funk *et al.*, 2008). Otros estudios establecen que la capacidad de emitir PM podría estar relacionada al contenido de MO, la distribución de agregados y la estabilidad de los mismos (Alfaro *et al.*, 2008).

El objetivo de este trabajo fue determinar la cantidad de material particulado sedimentable (MPS) procedente de un Haplustol éntico, roturado, seco y sin cobertura vegetal, establecer la relación entre el índice de erodabilidad del suelo y algunas variables climáticas respecto a la emisión de PM.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de studio

El trabajo se desarrolló en el campo "Napostá", predio experimental y educativo del Departamento de Agronomía de la Universidad Nacional del Sur de 711 hectáreas. El mismo se ubica al Sur de las sierras de Ventania, sobre el km 35 de la Ruta Nacional Nº 33, a 38°25´34" LS y a 62° 17´33" LW. El sitio de estudio presentó las siguientes condiciones ambientales:El régimen hídrico de los suelos es ústico. Los valores climáticos medios anuales indican una temperatura de 14,3º C, precipitación 650 mm y evapotranspiración potencial 780 mm. El balance hídrico señala un marcado déficit de agua en diciembre, enero y febrero, recarga de marzo a septiembre y uso consuntivo en octubre y noviembre. El viento predominante es del cuadrante norte y noroeste, siendo la estación más ventosa el verano con una velocidad media del viento de 25 km h^{-1}. En el período estival existe una mayor probabilidad de alcanzar vientos erosivos (superiores a 30 km h^{-1}).El suelo modal que se describió de acuerdo al Soil Survey Manual (Soil Survey Staff, 2010) se clasificó como Haplustol éntico, franco grueso, mixto, térmico, con una secuencia de horizontes Ap-A2-AC-C-Ck1-2Ck2-3Ck3 (Amiotti *et al*., 2014). El Ap, presentó una concentración de materia orgánica de 2,7% (Walkley & Black, 1934) y una distribución de partículas de 52,4% de arena, 31,4% de limo y 16,2% de arcilla (Gee & Bauder, 1986).

Diseño del ensayo

Las mediciones de erosión eólica se llevaron a cabo en una parcela de referencia de 1 ha (Bouza, 2014). Se utilizaron colectores de partículas para obtener muestras de material en suspensión. El mismo consta de un soporte que en su parte superior mantiene un cilindro contenedor plástico sin tapa, resistente a la intemperie con un diámetro interno de 15,65 cm y una altura de 35 cm instalado a de 2 m sobre el suelo. También incluye un protector contra viento según muestra la Figura 1.

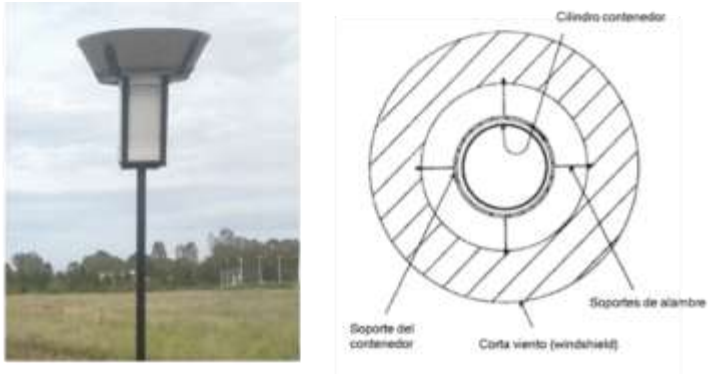


Figura 1. Colector de material particulado sedimentable (MPS) y vista en planta (esquema).

Datos Climáticos / Velocidad y dirección del viento

Para el sitio de estudio se contempló la marcha de las distintas variables meteorológicas. Se le dio especial importancia a la intensidad, dirección, y frecuencia de los vientos a lo largo del período de estudio por lo que se contaron con datos provistos por el Servicio Meteorológico Nacional (SMN) con una frecuencia horaria.

Muestreo del material erosionado

Para este trabajo, las trampas o colectores se colocaron en 8 puntos de intersección (clusters). Se consideró como "evento erosivo" al período de tiempo durante el cual la velocidad del viento superaba a la velocidad umbral (8 m s^{-1}) durante un período mínimo de 1 hora y "tormenta" a la sumatoria de eventos erosivos. Los muestreos se realizaron luego de finalizada cada tormenta, por lo que diariamente se siguió la marcha de la velocidad del viento.Después de cada tormenta las "trampas" con el material capturado se llevaron a laboratorio siguiendo el protocolo de la norma ASTM D-1739-98.En total se muestrearon 18 tormentas, 7 correspondientes al Otoño-Invierno y 11 a Primavera-Verano.La

cantidad de suelo capturado por cada una de las "trampas" (mg cm^{-2}), ubicadas en cada uno de los ocho puntos de muestreo (clusters), fue calculada dividiendo la cantidad de material colectado (g) por el área de ingreso a cada colector (m^2).

Pérdida de material: su relación con variables climáticas

El interés de este trabajo se centró en conocer la forma en que una cierta cantidad de variables se relacionan con el material particulado y establecer si existió alguna relación entre ellas. Para tal fin se correlacionaron todas las variables con *PM* y se hicieron regresiones lineales simples.

Determinación de la FE por tamizado en seco

Se tomaron muestras compuestas al azar (n=9) de los primeros 25 mm del horizonte superficial, luego fueron secadas al aire y se determinó el % de agregados menores a 0,84 mm de diámetro, según el método de tamizado en seco propuesto por Silenzi *et al*., (1990), Figura 2. La técnica consistió en hacer pasar la muestra de suelo, dividida en cuartos y pesada, por una malla de 0,84 mm del tamiz rotatorio. Una vez que todo el material pasó por dicha malla, se retiró una de las bandejas colectoras con el material correspondiente a agregados mayores a 0,84 mm –denominada fracción no erodible (*FNE*), la cual fue pesada y por diferencia se obtuvo la FE que fue calculada de la siguiente manera:

FE (%)= (P<0,84/Pt) *100
Donde:
FE es la fracción erodible,
P<0,84 es el peso (g) de los agregados menores a 0,84 mm,
Pt el peso (g) total de la muestra.



Figura 2. Detalle del tamiz rotatorio.

Estimación de la FE mediante ecuaciones

La FE también fue estimada indirectamente mediante ecuaciones empíricas. (Bouza *et al.*, 2014) En este caso se emplean distintos parámetros del suelo, según las ecuaciones propuestas por distintos autores, tales como arcilla, limos, arenas, carbonato de calcio, etc.

Ecuación propuesta por Bouza *et al.* (2014):

FE= -89, 6+137*Arena %+129*Limo %+9, 67*MO%

Análisis de datos

Los datos obtenidos en el ensayo experimental fueron analizados estadísticamente mediante regresiones simples y análisis de diferencia de medias mediante el programa Infostat (Di Rienzo *et al*., 2009).Las relaciones entre las variables se analizaron por medio de regresiones simples y múltiples. La toma de muestras se rige por la metodología establecida en la norma 1739-98 de la American Society of Testing Materials, ASTM (2004).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Eventos erosivos

Se consideró como "evento erosivo" al período de tiempo durante el cual la velocidad del viento superaba a la velocidad umbral (8 m s^{-1}) durante un período mínimo de 1 hora y "tormenta" a la sumatoria de eventos erosivos. En la mayoría de los casos, los eventos erosivos tuvieron una duración menor a 8 horas (480 min).La información resumida de las principales características de las tormentas ocurridas entre Abril y Diciembre de 2016 se presenta en la Tabla 1. Se estudiaron 18 tormentas con un total de 86 eventos erosivos y 598 horas con viento por encima de los 8 m s^{-1} (velocidad umbral). La duración de las tormentas evaluadas durante el año 2016 tuvieron una fuerte variación, la misma fluctuó entre 9 y 82 horas, con un valor medio de 35 horas, mientras que los eventos erosivos oscilaron desde 1 hasta 12 por tormenta. La dirección predominante del viento fue en el 88% de los casos de los sectores NO-ONO y el resto de direcciones variables. Respecto a la velocidad media del viento (Vm), el 56% de los datos se ubicaron en el rango de 15-20 km h^{-1}, mientras que de las velocidades medias erosivas, el 61% presentó valores entre 35-40 km h^{-1}.

Tabla 1. Características de las tormentas de polvo ocurridas durante el año 2016

Tormenta	Fecha	Vm	Vme	Vx	Dir Pred.	Horas eros	Ev.eros
1	22/04/2016	SD	SD	SD	SD	SD	SD
2	17/05/2016	15,1	35,3	46,3	NO	41	7
3	05/08/2016	17,5	32,4	37	NO	10	3
4	09/08/2016	19,6	36,1	40,7	ONO	10	1
5	12/08/2016	21,1	34,9	44,4	OESTE	41	5
6	19/08/2016	14,7	37,9	48,2	NO-ONO	9	1
7	29/08/2016	16,2	37,1	55,6	ONO	61	12
8	25/09/2016	23,5	31,6	35,2	ONO-NO	16	4
9	28/09/2016	16,8	33,5	42,6	SUR	63	12
10	28/10/2016	24,5	35,9	46,3	ONO	31	3
11	31/10/2016	21,7	36,4	48,2	O-NO-ONO	41	5
12	08/11/2016	20,7	34,4	50	OSO-ONO-O	38	5
13	16/11/2016	19,5	33,4	40,7	ONO-SE	32	3
14	22/11/2016	18,2	35,7	46,3	ONO-NO	40	6
15	02/12/2016	22,9	36,7	48,2	SO-SSO-SE	82	10
16	15/12/2016	39	40	48,2	ONO	51	3
17	17/12/2016	20	37,7	46,3	ONO-NO	23	3
18	23/12/2016	18,2	33,5	42,6	ONO-SE-ESE	9	3

Referencias: Vm: velocidad media del viento (km h^{-1}); Vme: velocidad media erosiva del viento (km h^{-1});Vx: velocidad máxima del viento (km h^{-1}); Horas eros.: cantidad de horas > a 30 km h^{-1}; Ev.eros: número de eventos erosivos de cada tormenta.

De las tormentas de polvo se muestrearon 104 datos de PMS. Los coeficientes de correlación entre el material particulado sedimentable (MPS) y la duración de cada tormenta (Dur) , la velocidad media del viento (Vm), la velocidad máxima (Vx) y velocidad media erosiva (Vme) se muestran en la Tabla 2. En general los datos se ajustaron a una ecuación lineal de la forma $y=a-bx$; presentando r^2 que variaron entre 0, 42 y 0, 78.

Tabla 2. Resumen de las ecuaciones de regresión

	a	b	r^2
Vm	10,41	-0,38	0,42
Vme	33,03	-0,83	0,52
Vx	22,63	-0,43	0,78
Dur	4,73	-0,06	0,61

Los resultados indican que las variables Dur y Vx fueron las que mostraron mejores correlaciones con la emision de material particulado en un suelo en condiciones de alta erodabilidad.

Fracción erodible (FE)

Los resultados obtenidos por tamizado en seco variaron entre 59 y 38,8 %. En el análisis de correlación que existe entre la FE medida por tamizado (FET) y la calculada mediante fórmula (FEF) se observó que hubo una buena correlación entre variables, presentando un coeficiente de determinación del 55%.La FE determinada por fórmula se correlacionó positivamente con los contenidos de arena (r=0,507) y negativamente con los de limo y arcilla (r=0,318 y r= 0,608, respectivamente). Resultados similares fueron obtenidos por López *et al.* (2007) y Colazo & Buschiazzo (2010). Además se realizaron correlaciones de la Fracción erosionable (FE) con el Material Particulado Sedimentable(MPS), dando como resultado un ajuste a una ecuación exponencial positiva, presentando valores de r^2 en promedio para todas las muestras de 0,747 donde a mayor valor de FE mayor emision de PM (Figura 3). Estos datos concuerdan con los hallados por Avecilla *et al*., 2016.

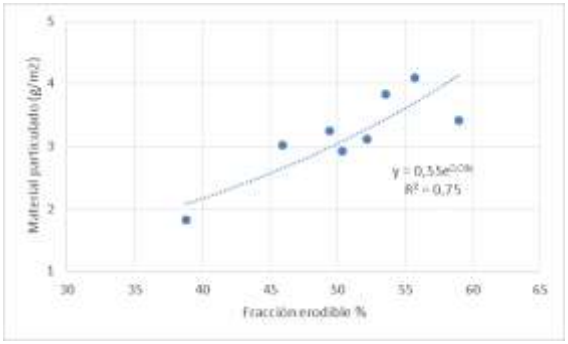


Figura 3 .Relación entre la fracción erodible (FE) y el material particulado (PM) para 8 tormentas muestreadas durante 2016 (N=64)

Material Particulado Sedimentable (MPS)

A lo largo del período de muestreo se determinó una pérdida de suelo del material transportado por suspensión que varió entre 0,071 y 0,8 mg cm^{-2}. Los valores que sobrepasan el límite establecido por la OMS (≥ 0,5 mg cm^{-2}) fueron determinados en Agosto, Septiembre y Noviembre representando el 30% de las tormentas muestreadas y coincidente con la época de mayor riesgo de voladuras, mientras que el 48% de los datos se ubican en un rango de 0,2-0,5 mg cm^{-2}y solo un 22% <0,2 mg cm^{-2}. Durante este período el suelo generalmente está en barbecho e implantación de cultivos de verano lo cual quedaría expuesto a la pérdida de suelo si no se toman medidas de control.

CONCLUSIONES

Durante el desarrollo de este trabajo se puso en evidencia que en el sitio estudiado del sudoeste bonaerense, el fenómeno de la erosión eólica (material transportado por suspensión) superó ampliamente los valores umbrales permisibles de material particulado sedimentable que según la O.M.S es de 0,5 mg $cm^{-2.}$ Estos episodios concuerdan con mediciones de calidad de aire de Bahía Blanca, realizadas por el Comité Técnico Ejecutivo Municipal presentando valores medios de PM10, sostenidos durante muchos días, muy por encima de los 10 ó 50 µg m^{-3} Esta relación estaría indicando que además del PM10 emitido por la industria y la población, la ciudad estaría recibiendo una carga importante proveniente de la erosión eólica de los suelos de la región. El 88% de los vientos erosivos provinieron del NO-ONO. Esta información es relevante para la planificación de prácticas de control de la erosión eólica, tales como la siembra a surco profundo, el cultivo en franjas, las cortinas forestales, las labranzas orientadas, etc. La fracción erosionable (FE) ajustó a una ecuación exponencial positiva, presentando valores de r^2 en promedio para todas las muestras de 0,75, donde a mayor valor de FE, mayor emisión de material particulado. Los parámetros Velocidad máxima y Duración del evento fueron los que mejor correlacionaron ($p<0.05$) con la emisión de material particulado de un suelo agrícola en condiciones de extrema vulnerabilidad.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la colaboración de la Téc. Amanda J. Padilla.

BIBLIOGRAFÍA

- Alfaro, SC. 2008. Influence of soil texture on the binding energies of fine mineraldust particles potentially released by wind erosion. Geomorphology 93:157-167.
- Amiotti, N; MC Blanco; ME Bouza; O Bravo; M De Lucía; N Echeverría; S Grill; R Kiessling; E Schmidt & P Zalba. 2014. Libro de la Gira Edafológica en el Marco del XXIV Congreso Argentino de la Ciencia Del Suelo. Ed. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo con el auspicio de ACES – Universidad de Illinois. Imprenta Grafimax, Bahía Blanca. (ISBN Actas: 978-987-24771-6-5). 44 pp.
- ASTM (American Society of Testing Materials). 2004. Standard Test Method for Collection and Measurement of Dustfall (Settleable Particulate Matter) Designation: D 1739 – 98 (Reapproved 2004).
- Avecilla F; JE Panebianco; SB Aimar & DE Buschiazzo.2016.Condiciones meteorológicas durante la emision eólica de PM10 desde un suelo agrícola de La Pampa. XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Río Cuarto.Trabajo en Actas. ISBN: 978-987-688-170-8
- Bouza ME; MC Issaly; MP DeLucia; JC Silenzi &NE Echeverría.2014. Riesgo de erosión eólica para suelos del SO Bonaerense. XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Bahía Blanca. Trabajo en actas. ISBN: 978-987-24771-6-5
- Bouza, ME. 2014. Estudio del proceso de erosión eólica en el sudoeste bonaerense. Validación de un modelo predictivo. Tesis Magister en Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Sur, Argentina .156 pp.
- Chepil, WS. 1945. Dynamics of wind erosion I: Nature of movement of soil by wind. Soil Sci. 60: 305-332.
- Chepil, WS. 1950 a. Properties of soil which influence wind erosion I: The governing principle of surface roughness. Soil Sci. 69(2):149–162.
- Chepil, WS.1950 b. Properties of soil which influence wind erosion II: dry aggregate structure as an index of erodibility. Soil Sci. 69(5):403–414.
- Chepil, WS. 1960. Conversion of field erodibility to annual soil loss by wind. Soil Sci. Soc.Am.Pro. 24(2):143-145.
- Chepil, WS & NP Woodruff. 1954. Estimations of wind erodibility of field surfaces. J. Soil Water Conserv. 9: 257–265.
- Colazo, JC & DE Buschiazzo. 2010. Soil dry aggregate stability and wind erodible fraction in a semiarid environment of Argentina. Geoderma. 159: 228-236.
- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2009. InfoStat, versión 2009, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Funk, R; HI Reuter; C Hoffmann; W Engel & DÖttl. 2008. Effect of moisture on fine dust emission from tillage operations on agricultural soils. Earth Surf Proc Land. 33 (12):1851 – 1863.
- Gee, GW & JW Bauder. 1986. Particle-size analysis. In Methods of Soil Analysis, Part 1- Physical and Mineralogical Methods. Second Edition. Ed. By Arnold Klute. American Society of Agronomy, Inc. Soil Sci Soc.Am. Inc. Madison, Wisconsin USA, 383-411.
- López, MV; JM de Dios Herrero; GG Hevia; R Garcia & DE Buschiazzo. 2007. Determination of de the wind erodible fraction of soils using different methodologies. Geoderma 139:407-411.
- Silenzi, JC; NE Echeverría; ME Bouza & MP De Lucia. 2011.Degradación de suelos del SO Bonaerense y su recuperación. Anales de la Academia Nacional de Agronomía y Veterinaria.65:382-404. ISSN 0327-8093.
- Silenzi, JC; CA Puricelli & GR Marrón. 1990. Modelo simplificado de tamiz rotatorio para determinar el índice de erodabilidad eólica de los suelos. Ciencia del Suelo .8:83-86.
- Soil Survey Staff. 2010. Keys to Soil Taxonomy, 11th ed.USDA-Natural Resources 22 Conservation Service, Washington,DC.
- Walkley, A & IA Black. 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37: 29-38.
- Woodruff, NP & FH Siddoway.1965. A wind erosion equation. Soil Sci Soc Am Proc. 29:602-608.

C4P102. EFECTO DEL MANEJO DE LA ESTEPA DE HALÓFITAS SOBRE NATRACUALFES

Pellegrini Andrea E.[1]; Bossio, María E.[2]; Bolaños Víctor [2]y Vecchio, María C [2].

[1]Curso Edafología, [2]Cátedra Forrajicultura y Praticultura. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata. Avenida 60 y 119 S/N. La Plata. Buenos Aires. Argentina. apellegrini@agro.unlp.edu.ar

RESUMEN

El objetivo del presente trabajo fue evaluar los efectos del manejo del pastoreo vacuno y su exclusión sobre algunos parámetros vegetales y sobre el suelo, respecto al carbono orgánico total y el carbono orgánico en la fracción particulada de la materia orgánica como indicadores de calidad de la estepa de halófitas. Los tratamientos fueros: clausura de 15 años (Cl15), rotativo de 5 años (R) y pastoreo continuo desde hace varias décadas (PC) sobre Natracualfes. Se evaluó la productividad primaria neta aérea (PPNA). Se realizaron censos florísticos para determinar la riqueza de especies y el nivel de cobertura vegetal. De cada tratamiento se extrajeron muestras compuestas de 0-5 cm y de 5-10 cm. Se determinó carbono orgánico total (COT) por Walkley & Black y el carbono orgánico particulado (COP) en fracción gruesa entre 105-2000 µm, (COg) y otra fina de 53-105 µm (COf). La PPNA fue notablemente mayor en CL15 (5.595 kg MS ha^{-1} $año^{-1}$) que en el R (4.076 kg MS ha^{-1} $año^{-1}$) y respecto PC (515 kg MS ha^{-1} $año^{-1}$). La broza, en la Cl15 fue significativamente mayor al resto de los tratamientos. El valor intermedio fue en R. La riqueza y la cobertura fueron 2 más alta en las parcelas bajo R respecto a PC, mientras que la Cl15 supero en 4 y 3 al PC. La PPNA y la broza se correlacionados positivamente con COT (r^2 = 0,85 y 0,70). El suelo de Cl15 alcanzó valores de COT 123 % superior a PC mientras que el R lo superó en un 23 %. En la exclusión se obtuvieron los valores significativamente más altos en COPg, COPf, COP/COT respecto a R y PC. El COPg fue la variable que manifiesta sensibilidad entre manejo PC y 5 años de pastoreo rotativo en la estepa de halófitas. Los descansos en el pastoreo marcaron una tendencia de mejorar los indicadores edáficos.

Palabras claves: carbono particulado, clausura, pastoreo.

INTRODUCCIÓN

La Depresión del Salado es en su mayor extensión, una amplia estepa, pertenece a la Pampa Deprimida, situada en el centro-este de la provincia de Buenos Aires, Argentina. El relieve es plano, sin una red de drenaje definida, por lo que suelen ocurrir eventos de inundación (León *et al*., 1984). La cría de ganado bovino ha sido por más de una siglo la actividad ganadera predominante en la región (Josifovich *et al*., 1989). El pastizal natural es el principal alimento para el ganado con escasa adopción de tecnología, cubre aproximadamente el 80% de la superficie total de la región (Grecco, 2001).

La estepa de halófitas, típicamente dominada por *Distichlis spicata*, D. *scoparia, Paspalum vaginatum, Sporobolus pyramidatus y Chloris berroi* (Burkart *et al.*, 1990), es un ambiente de bajo potencial ganadero (Cahuepé & Hidalgo, 2005) de alta fragilidad agroecologica. Esta comunidad, está asociada con Natracualfes, suelos con horizonte superficial muy somero, alcalinos en todo el perfil, con posibilidad de encontrar sales (Batista *et al*., 2005).

El pastoreo ejerce un fuerte impacto en la estructura y funcionamiento de los pastizales (Sala, *et al.*, 1986), la presencia casi continua de animales en una superficie limitada desencadena un proceso de deterioro que se refleja en la disminución de su potencial productivo (Rodríguez *et al*., 1995). Estructuralmente, el pastoreo modifica la composición de las especies y la riqueza florística. Funcionalmente, el pastoreo altera el flujo de la energía y el ciclo de los nutrientes, tanto de forma directa a través del pisoteo, las heces y la orina, e indirectamente, a través de la defoliación, modificando la composición y las interacciones entre especies (Altesor *et al*., 2004; Paruelo *et al.*, 2014; Milchunas & Lauenroth, 1993; Vecchio, 2014) con consecuencias en el contenido del carbono orgánico del suelo.

La materia orgánica (MO) del suelo es un atributo significativo de la calidad de un suelo (Galantini & Suñer 2008). Las prácticas agrícolas-ganaderas no solo afectan la cantidad de MO sino también, el retorno de la misma, que depende de la cantidad de carbono aportado y de su labilidad. La fracción lábil de la MO o carbono orgánico particulado (COP) está constituida por restos vegetales, animales y hongos en distintos grados de descomposición y de un tamaño de partículas de entre 50 y 2000 µm (Eiza *et al.*, 2005). Sirven como un sustrato fácilmente descomponible para los microorganismos del suelo y como un reservorio a corto plazo de nutrientes de la planta (Gregorich *et al*., 1994). Existe

poca información acerca de los cambios en la fracción particulada de la materia orgánica en suelos sódicos como consecuencia de cambiar el manejo del pastoreo.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar los efectos del manejo del pastoreo vacuno y su exclusión sobre algunos parámetros vegetales y sobre el suelo respecto al carbono orgánico total y el carbono orgánico en la fracción particulada de la materia orgánica como indicadores de calidad de la estepa de halófitas.

MATERIALES Y MÉTODOS

El presente trabajo se realizó en lotes con predominio de estepas de halófitas en tres establecimientos de cría vacuna ubicados en la localidad de Vieytes, Pdo. de Magdalena. En uno de los campos ("El Amanecer" propiedad de la UNLP), se clausuró un área del pastizal hace 15 años. En otro campo lindero a éste, se implementó hace 5 años el manejo del pastoreo rotativo, previamente el manejo del pastoreo era continuo. En el tercer campo, ubicado a 5 kilómetros de distancia del primero, el manejo del pastoreo fue continuo desde hace varias décadas.

Los tres tratamientos analizados fueron: clausura de 15 años (Cl15), sin intervención del ganado a modo de referencia; rotativo de 5 años (R) y pastoreo continuo desde hace varias décadas (PC).

En cada tratamiento se evaluó la productividad primaria neta aérea (PPNA) calculada mediante la sumatoria de las diferencias positivas entre dos mediciones sucesivas de biomasa verde, material muerto en pie y broza, es decir, se sumaron los incrementos positivos de la biomasa, considerando que dichos incrementos ocurren al mismo tiempo (Singh *et al*., 1975). Se cortaron al ras del suelo entre 3 y 5 muestras al azar, sobre un área de 0,25 m^2, y se cosechó la broza a mano directamente en campo. El material se seco en estufa a 60°C hasta peso constante, y se pesaron mediante balanza analítica. Estas mediciones fueron realizadas durante las cuatro estaciones a lo largo de un año.

En cada parcela se realizaron censos florísticos (Braun –Blanquet 1979) para determinar la riqueza de especies y la cobertura vegetal.

Sobre los suelos Natracualfes (USDA, 2014), de cada tratamiento se extrajeron muestras compuestas a 0-5 cm y 5-10 cm. Cada muestra compuesta fue considerada para el análisis de la varianza como una repetición. Sin embargo son estrictamente pseudo repeticiones, ya que se carece de repeticiones verdaderas para cada tratamiento. Las muestras se estabilizaron a 40 ºC y se tamizaron a 2 mm. Se determinó el carbono total (COT) determinado por Walkley & Black modificado, por vía húmeda, micrométodo (PROMAR, 1991). El carbono particulado se determinara en dos fracciones, una gruesa de 105-2000 µm (COPg) y otra fracción de 53-105 µm que incluye al carbono orgánico particulado fino (COPf), (Duval *et al.*, 2013). También se analizaran en forma porcentual al COPg/COT; COPf/COT y la relación COP/COT que equivale a (COPg + COPf)/COT.

Los datos de riqueza de especies, cobertura vegetal como los edáficos se analizaron mediante un ANOVA y las medias de las situaciones analizadas se compararon mediante el test Tukey (p=0,05).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La productividad primaria neta aérea de la comunidad estepa de halófitas fue notablemente mayor en los tratamientos de áreas clausuradas y áreas bajo manejo de pastoreo rotativo con respecto al tratamiento bajo pastoreo continuo. La PPNA de CL15 fue de 5.595 kg MS ha^{-1} $año^{-1}$; 4.076 kg MS ha^{-1} $año^{-1}$ en las áreas manejadas con R y 515 kg MS.ha^{-1}.$año^{-1}$ en el área bajo PC. La PPNA obtenida en la clausura y en el área bajo pastoreo rotativo fue entre 8 y 10 veces de mayor magnitud que la obtenida en el área bajo pastoreo continuo. Respecto a la broza, en la Cl15 se obtuvo 5.573 kg MS ha^{-1} $año^{-1}$, significativamente mayor al resto de los tratamientos. El valor intermedio fue para el R con 1.849 kg MS ha^{-1} $año^{-1}$, mientras que en el tratamiento PC no se encontró broza en ningún momento del año. Resultados similares encontraron Rusch & Oesterheld, 1997 en la Pampa Deprimida donde la situación bajo pastoreo fue mucho menos productiva que la sin pastoreo. La productividad primaria es uno de los factores que más se altera por el pastoreo. Anderson, (1983) comprobó que la producción anual se reduce cuanto mayor presión de pastoreo se ejerce sobre el pastizal, esto coincide con lo encontrado.

La riqueza, y la cobertura vegetal variaron marcadamente entre los tratamientos. La riqueza fue 2 a 4 veces más alta en las parcelas bajo R y en exclusión que en las parcelas con PC. Mientras que la cobertura vegetal fue de 2 a 3 veces mayor en parcelas con R y la Cl15 con respecto a parcelas de PC (Tabla 1).

Tabla 1. Riqueza de especies, porcentaje de cobertura vegetal, suelo con broza y desnudo bajo pastoreo continuo, rotativo y clausura. Letras diferentes indican diferencias estadísticamente significativas entre los sitios (p > 0,05), se indica los desvíos estándar.

	Riqueza de especies	Cobertura vegetal (%)	Cobertura con broza (%)	Suelo Desnudo(%)
Pastoreo continuo	5 ± 1,2 a	33,4 ± 0,5	0	66,5
Pastoreo rotativo	12,3 ± 1,5 b	69,7 ± 1,5	5	25,3
Clausura	19 ± 1 c	87,3 ± 9,3	12	0,7

Los resultados de carbono orgánico total del suelo como del particulado de 0-5cm y de 5-10 cm se encuentran detallados en la Tabla 2 y 3. El suelo de la clausura y bajo pastoreo rotativo de 0-5 cm alcanzaron valores de carbono orgánico total mayores del 123 y 23% respectivamente, con relación a los sitios bajo pastoreo continuo. Por lo tanto cabria aquí la respuesta de 15 años de clausura fue un período lo suficientemente amplio, respecto al manejo para manifestar los cambios en el COT, teniendo en consideración lo dicho por Galantini & Suñer (2008) quienes manifiestan que este indicador es un atributo del suelo que se utiliza con frecuencia en estudios de largo plazo.

Tabla 2. Valores de las fracciones de carbono en suelo Natracualfes de 0-5cm con diferente uso. Para cada relación analizada, diferentes letras indican diferencias estadísticamente significativas entre los sitios (p > 0,05).

	Suelo con clausura	**PastoreoRotativo**	**Pastoreo continuo**
		0-5 cm	
Carbono orgánico del total (COT) (g*kg^{-1})	27,7 b	15,3 a	12,4 a
Particulado de 105-2000 µm (COPg) (g*kg^{-1})	6,10 b	5,1 ab	2,8 a
Particulado de 53-105 µm (COPf) (g*kg^{-1})	4,16 b	1,28 a	1,21 a
COPg/COT (%)	33,2 b	22,7 a	21,9 a
COPf/COT (%)	14,8 b	10,2 a	7,9 a
(COPg + COPf)/ COT (%)	41,1 b	36,7 ab	32,9 a

Tabla 3. Valores de las fracciones de carbono en suelo Natracualfes de 5-10 cm con diferente uso. Para cada relación analizada, diferentes letras indican diferencias estadísticamente significativas entre los sitios (p > 0,05).

	Suelo con Clausura	**Pastoreo rotativo**	**Pastoreo continuo**
		5-10 cm	
Carbono orgánico del total (COT) (g kg^{-1})	16,8 b	8,9 a	7,1 a
Particulado de 105-2000 µm (COPg) (g kg^{-1})	3,0 b	1,2 a	0,6 a
Particulado de 53-105 µm (COPf) (g kg^{-1})	1,7 b	0,5 a	0,4 a
COPg/COT (%)	18,5 b	13,0 ab	9,2 a
COPf/COT (%)	10,3 b	7,1 a	4,0 a
(COPg + COPf)/ COT (%)	28,8 b	16,9 a	16,3 a

La Cl15 fue el suelo con mayor cobertura y PPNA casi sin suelo desnudo, tendrá mayor aporte de raíces que se ven reflejados en los contenidos de COT. Hetier *et al.*, (1986) expusieron que el 85 % de la entrada de carbono al suelo estaba dado por las raíces y en menor medida por la rizodepositación. Eiza *et al*., (2005) consideraron que el contenido de COT estaba asociado al volumen aportado por la raíces y a la incorporación de residuos, en este trabajo la Cl15 tuvo la mayor cantidad de broza en una superficie del 12%. Se encontró correlación positiva entre la PPNA y la broza respecto al contenido de COT (r^2 = 0,85 y 0,70).

El carbono particulado en la clausura de 0-5 cm, ya sea en su fracción de 53-105 µm como de 105-2000 µm fueron significativamente superiores respecto al pastoreo continuo. Solo la fracción de COPg superficial en el rotativo de 5 años tuvo comportamiento intermedio, con respecto a PC y Cl15. Este parámetro edáfico comienza a tener sensibilidad al cambio de manejo del suelo, igual que manifiestan Casanovas *et al.*, (1995), Haynes (2000) y Eiza *et al.*, (2005).

El comportamiento del sitio bajo pastoreo rotativo se vio reflejado en la suma de las fracciones particulados respecto al carbono total del suelo. Este resultado coincide por lo encontrado por Galantini *et al.*, (2004) y Noellemeyer *et al.*, (2006) quienes consideraron a la relación de COP/COT como indicador del manejo del suelo, que influye en el aporte de carbono o su velocidad de descomposición en los suelos. El comportamiento del COT a los 5-10 cm fue muy similar al nivel superficial. No se diferenciaron los particulados del R con el PC, pero si la fracción gruesa del particulado respecto al porcentaje sobre el carbono total. Los descansos en el pastoreo marcaron una tendencia clara de mejores indicadores edáficos en las dos profundidades analizadas, algunos autores señalan la importancia del tiempo en el análisis de los efectos del pastoreo (Milchunas & Lauenroth, 1993) lo que ameritaría estudios a futuro de estos ambientes.

CONCLUSIONES

La zona de exclusión por 15 años de una estepa de halófita obtuvo los mejores indicadores de vegetal: PPNA, cantidad de broza, % de cobertura vegetal y riqueza de especies, concordante con los valores mas altos del COT y los particulados, expresando una mejor calidad de suelo.

De las fracciones particuladas, la gruesa de 105 a 2000 µm fue la variable que manifiesta sensibilidad a la variación entre manejo PC y 5 años de pastoreo rotativo en la estepa de halófitas. Los descansos en el pastoreo marcaron una tendencia de mejores indicadores edáficos.

BIBLIOGRAFÍA

- Altesor, A; JM Paruelo; G Piñeiro; M Sarasola & F Lezama. 2004. El pastoreo modifica la estructura de la vegetación y la mesofauna del suelo en los campos uruguayos. Reunión Asociación Argentina de Ecología. Mendoza.
- Anderson, DL 1983. Compatibilidad entre pastoreo y mejoramiento de los pastizales naturales. Producción Animal, Buenos Aires, Argentina, 10:3-22.
- Batista WB; MA Taboada; RS Lavado; SB Perelman & RJC León. 2005. Asociación entre comunidades vegetales y suelos en el pastizal de la Pampa Deprimida. En: La Heterogeneidad de la Vegetación de los Agroecosistemas. Un Homenaje a Rolando León. Eds: M. Oesterheld, M. Aguiar, C. Ghersa y J. Paruelo. Editorial de la Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.
- Braun-Blanquet J. 1979. Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. Blume Ediciones, Madrid. pp 820.
- Burkart, SE; RJC León & CP Movia. 1990. Inventario fitosociológico del pastizal de la depresión del Salado (Prov. Bs. As.) en un área representativa de sus principales ambientes. Darwiniana. 30: 27-69.
- Cahuepé, MA & LG Hidalgo. 2005. La Pampa inundable: el uso ganadero como base de la sustentabilidad social, económica y ambiental. pp. 403-414. En: M. Oesterheld, MR Aguiar, CM. Ghersa y JM Paruelo (eds.). La heterogeneidad de la vegetación de los agroecosistemas. Un homenaje a Rolando León. Editorial Facultad de Agronomía. UBA.
- Casanovas, E; H Echeverría & G Studdert. 1995. Materia orgánica del suelo bajo rotaciones de cultivos. Contenido total y de distintas fracciones. Ciencia del Suelo 13: 16-20.
- Duval, ME; JA Galantini; JO Iglesias; S Canelo; JM Martinez & L Wall. 2013. Analysis of organic fractions as indicators of soil quality under natural and cultivated systems Soil Till Res., 131, pp.11-19.
- Eiza, MJ; N Fioriti; GA Studedert & HE Echeverría. 2005. Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: efecto de sistemas de cultivo y de la fertilización nitrogenada. Ciencia del Suelo 23: 59-68.
- Galantini, JA & L Suñer. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. Agriscientia vol XXV (1): 41:55.
- Galantini, JA; RA Rosell; G Brunetti & N Senesi. 2002. Dinámica y calidad de las fracciones orgánicas de un Haplustol durante la rotación trigo leguminosas. Ciencia del Suelo 20 (1) 17:26.
- Grecco, RF. 2001. Efecto de la fertilización nitrogenada invernal sobre la acumulación de forraje de un pastizal natural de la Pampa Deprimida, Argentina. Agric. Téc. v.61 n.3.
- Gregorich, EG, MR Carter; DA Angers, CM Monreal & BH Ellert 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soil. Canadian J Soil Sci 74, 367–385.

- Haynes, R.J., 2000. Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand. Soil Biol. Biochem. 32: 211-219.
- Hetier, JM, F Andreux; E Schouller & C Marol. 1986. Organic matter inputs to soil after growth of carbon-^{14} – nitrogen-^{15} labeled maize. Soil Sci. Soc. A., 50, 76-80.
- Josifovich J; J Maddaloni; H Serrano & J Echeverría. 1989. Áreas forrajeras y de Producción Animal. Información Técnica N.º 226, EEA INTA Pergamino, Bs. As.
- León, RJC, Rusch, G.M. & Oesterheld, M. 1984. Pastizales pampeanos-impacto agropecuario. Phytocoenología 12 (2/3):201-218.
- Milchunas, D. G., & W. K. Lauenroth. 1993. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. Ecological Monographs 63: 327-66.
- Noellemeyer, E.; A.R. Quiroga & D. Estelrich, 2006. Soil quality in three range soils of the semi-arid Pampa of Argentina. J Arid Environ 65: 142-155.
- Paruelo, J.M., Piñeiro, G., Altesor, A.I., Rodríguez C. & Oesterheld M. 2014. Cambios estructurales y funcionales asociados al pastoreo en los pastizales del Río de La Plata. Sitio Argentino de Producción Animal. Disponible en http://produccionbovina.com.ar/produccion_y_manejo_pasturas/pasturas%20naturales/71-pastizales_rio_plata.pdf. Último acceso Diciembre 2017.
- PROMAR (Programa de métodos analíticos de referencia). 1991. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo - Secretaria de Agricultura, Ganadería y Pesca. pH, Carbono, Materia orgánica, Nitrógeno total, Fósforo extractable. Argentina. pp. 27.
- Rodríguez, A; E Jacobo & V Deregibus. 1995. Efecto de la metodología de pastoreo sobre la condición y el valor zootécnico del pastizal de la Pampa Deprimida. Rev. Argentina de Producción Animal, 15(1):74-77.
- Rusch, GM & M. Oesterheld. 1997. Relationship between productivity, and species and functional group diversity in grazed and non-grazed Pampas grasslands. Oikos 78, 519-526.
- Sala, OE; M Oesterheld; RJC León & A Soriano. 1986. Grazing effects upon plant community structure in subhumid grasslands of Argentina. Vegetatio 67:27-32.
- Singh, J; W Lauenroth & R Steinhorst. 1975. Review and assessment of various techniques for estimating net aerial primary production in grasslands from harvest data. Bot. Rev. 41, 181-232.
- USDA-Natural Resources Conservation Service 2014. Keys to soil taxonomy, Soil Survey Staff, 410pp. 12th. Washinton, DC.
- Vecchio, MC. 2014. Modificaciones en la vegetación y el suelo inducidos por el manejo del pastoreo en la estepa de halófitas de la Pampa Deprimida. Tesis de Magister en Recursos Naturales, Escuela para Graduados Alberto Soriano FAUBA. Argentina.

C4P103. PRODUCTIVIDAD Y EXPORTACIÓN DE NUTRIENTES EN SISTEMAS AGRONÓMICOS: EXPERIMENTACIÓN DE LARGO PLAZO EN CAMPOS DE PRODUCTORES

Peper, Alberto M.[1]; Blanco, M. Eugenia[2]; Biganzoli, Fernando[3]; Davidovich, Mauricio[4] y Poggio, Santiago L.[5]

[1.] Monsanto Argentina / Desarrollo de Tecnologías, alberto.peper@monsanto.com.ar; [2.] Cátedra de Cerealicultura, FAUBA, Av. San Martín 4453, Buenos Aires. blancoma@agro.uba.ar; [3.] Departamento Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información, FAUBA. biganzol@agro.uba.ar; [4.] Ingleby Farms & Forest, [5.] IFEVA, FAUBA, CONICET, Cátedra de Producción Vegetal, spoggio@agro.uba.ar.

RESUMEN

La agricultura pampeana se realiza de forma continua con altos niveles de intensificación y homogenización, caracterizada por un elevado uso de insumos y la prevalencia del cultivo de soja, lo que pone en riesgo la capacidad productiva de los agro-ecosistemas al exacerbar externalidades negativas como el deterioro de los suelos, la contaminación con agroquímicos, la pérdida de la biodiversidad, la emisión de gases de efecto invernadero. y la mayor incidencia de factores reductores del rendimiento. En un contexto en el que crece la demanda de materias primas agropecuarias y, al mismo tiempo, se incrementa la conciencia social sobre la conservación del ambiente, se requiere del diseño de sistemas agrícolas más sustentables que satisfagan ambas demandas. Mediante experimentación **a campo a escala de productor**, generamos información para comprender el funcionamiento de sistemas agronómicos con distintos niveles de intensificación agrícola y diversidad de cultivos en las secuencias. Comparamos cuatro sistemas agronómicos con distintos niveles de intensificación: manejo actual promedio con secuencias de cultivo típicas (MAP) o monocultivos de soja (MAP_{soja}), manejo según decisiones empresariales de coyuntura (MEC), y manejo intensificado sustentable (MIS). Nuestro principal objetivo es identificar los efectos de la intensificación sostenible de la agricultura continua mediante experimentos de largo plazo diseñados con un enfoque conceptual basado en tecnologías de procesos. Los experimentos fueron instalaron en dos establecimientos de la firma Ingleby Farms & Forest, uno ubicado en Mansilla, Entre Ríos y otro en Navarro, Buenos Aires. Los suelos son Vertisoles (serie "La Tablada") y Alfisoles (serie "Chacabuco"), respectivamente. Presentamos resultados de los primeros dos años de evaluación (2015/16 y 2016/17). Las variables consideradas fueron: productividad anual de los cultivos (materia seca total: MST) y exportación de nutrientes. La productividad difirió significativamente entre los sistemas agronómicos ($p<0,0001$), siendo la MST del sistema MIS significativamente mayor que las del MAP y MAP_{soja}, sin diferencias con el MEC. En promedio, la producción de MST del MIS fue casi un 80% mayor que el sistema MAP_{soja}. La exportación de fósforo (P) con el grano difirió significativamente entre los sistemas agronómicos ($p=0,0007$), mientras que no hubo diferencias en la exportación de nitrógeno ($p=0,3011$) ni de potasio ($p=0,1944$). El sistema MIS tuvo los valores más altos de exportación de fósforo, diferenciándose del sistema MAP_{soja}. Asimismo, el sistema MIS es el único donde el aporte por fertilización superó los niveles de fósforo exportado (20 kg ha^{-1}). Las variaciones en los contenidos edáficos de azufre y de hierro, entre el inicio y el final del estudio, difirieron significativamente entre los sistemas agronómicos (S: $p=0,0010$; Fe: $p=0,0015$), mientras que no hubo diferencias en nitrógeno y fósforo. Los sistemas agronómicos con mayores niveles de intensificación (MIS y MEC) promovieron, en general, la reducción de la cantidad de S-sulfatos en el suelo, diferenciándose de los sistemas agrícolas con menores niveles de intensificación, en los que hubo incrementos con respecto a la situación inicial. En dos años de ensayos en ambientes contrastantes, los sistemas más intensificados (MIS y MEC) fueron más eficientes en el uso de recursos.

Palabras Claves: biomasa, intensificación agrícola, sustentabilidad.

C4P104. CONTRIBUCIÓN DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA AL BIODRENAJE EN EL OESTE BUENOS AIRES

Pereyro, Alvaro[1]; Quiroga, Alberto; Álvarez, Cristian; Ferro, Malena; Macchiavello, Alejandra y Varillas, Graciela.

[1]AER INTA Pehuajó Irigoyen N°65 CP 6450, Pehuajó, Bs As Argentina.

pereyro.alvaro@INTA.gob.ar

RESUMEN

El aumento de las precipitaciones, los cambios en el uso de la tierra, y secuencias de cultivos con menores consumos de agua, han dado posiblemente lugar a mayores excedentes de agua, que provocan ascenso de napas, encharcamiento, anoxia y/o pérdida de transitabilidad. La Región Noroeste de Buenos Aires y este de La Pampa no cuenta con una red natural de drenaje de agua superficial y la antrópica es actualmente deficiente, formando naturalmente una Región Arreica. En las ultimas 5 campañas, 2,25 millones de hectáreas se siembran anualmente en la región (Ministerio de Agroindustria, 2017), de las cuales 0,36 millones de hectáreas correspondieron a Trigo y Cebada, solo el 16 % del área. En los cultivos estivales predomina la superficie sembrada con Soja (1,6 millones), seguida Maíz (0,58) y Girasol (0,22). En este contexto anualmente 1,88 millones de hectáreas pasan el invierno en barbecho largo, un 37% de la superficie total se encuentra acumulando agua. El objetivo del trabajo fue evaluar el impacto de la introducción del cultivo de cobertura con diferentes niveles de N sobre el consumo de agua e impacto sobre la dinámica de la napa en ambientes diferentes del oeste arenoso de la provincia de Bs As. Los resultados muestran la importancia del ambiente y la calidad de mismo, dado por CRA, Textura, MO y demás variables edáficas, en la respuesta a la fertilización N (en promedio 161 % de incremento) sobre la biomasa producida. La BA generada alcanzó valores entre 3164 y 9860 kg ha^{-1} en los ambientes evaluados. Los CC en todos los ambientes evaluados tuvieron un CH superior al BBchQ (promedio 76 mm). En tanto que la fertilización si bien aumenta el aporte de biomasa solo tiene impactos importantes en el UC y CH en ambiente arenosos de bajo CRA.

Palabras claves: Uso de la tierra, Costo Hídrico, Barbecho Químico

INTRODUCCIÓN

El aumento de las precipitaciones, los cambios en el uso de la tierra, hacia secuencias de cultivos con menores consumos de agua, han dado lugar a mayores excedentes de agua, que provocan ascenso de napas, encharcamiento, anoxia y/o pérdida de transitabilidad (Quiroga, 2017). La Región Noroeste de Buenos Aires y este de La Pampa no cuenta con una red natural de drenaje de agua superficial y la misma es actualmente deficiente, formando naturalmente una Región Arreica. Las antiguas dunas constituyen la principal característica topográfica y morfológica del paisaje. Las mismas impiden el drenaje del agua, que se almacena en la superficie durante eventos prolongados de lluvias, o emergen a superficie debido a altos niveles freáticos que alcanzan la superficie. (Plan Maestro Integral- Ministerio de infraestructura Pcia de Bs As). Dicha Región comprende los partidos de Bolívar, Carlos Casares, Daireaux, Carlos Tejedor, Florentino Ameghino, Gral. Pinto, Gral. Villegas, Hipólito Yrigoyen, Lincoln, Pehuajó, Rivadavia, Salliqueló, Trenque Lauquen, Tres Lomas y abarca una superficie aproximada de 5 millones de hectáreas.

Hasta la década del 70 el modelo de producción dominante en la región pampeana era la alternancia entre agricultura y ganadería. En esta década se inicia un proceso de transformación de la actividad agrícola, caracterizada por el gran aumento de la producción, adopción de tecnología y un acelerado proceso de agriculturización (Satorre; 2005). En promedio, en las ultimas 5 campañas, 2,25 millones de hectáreas se siembran anualmente en la región (Ministerio de Agroindustria, 2017), de las cuales 0.36 millones de hectáreas correspondieron a Trigo y Cebada, solo el 16 % del área. En los cultivos estivales predomina la superficie sembrada con Soja (1,6 millones), seguida Maíz (0,58) y Girasol (0,22). En este contexto anualmente 1,88 millones de hectáreas pasan el invierno como barbecho, un 37% de la superficie total se encuentra acumulando agua. Este cambio en la dinámica de entrada y salida de agua es uno de los factores que ha incrementado el riesgo de exceso hídrico y anegamiento de los suelos, influenciando negativamente sobre algunas propiedades edáficas.

Los Cultivos de Cobertura (CC) brindan numerosos servicios ecosistémicos, aunque la magnitud de los beneficios es altamente sitio específica (Canqui, 2015). Los fenómenos meteorológicos extremos están creando problemas

ambientales, acelerando la tasa de erosión y amenazando la producción agrícola necesaria para la seguridad alimentaria (Delgado, 2011).

Es por ello que la inclusión de CC aparece como una de las alternativas que pueden contribuir a mitigar los excedentes hídricos. Algunos estudios muestran que precipitaciones mayores a 300 mm durante el Barbecho Químico (BBchQ) generan eficiencias de almacenaje que no superan el 10% (Scianca *et al.,* 2010). Considerando un Hapludol típico con humedad de capacidad de campo, se requieren aproximadamente 80mm de agua para elevar 20 cm la napa. Por ello puede inferirse que la inclusión de CC, con usos consuntivos que pueden variar entre 150 y 250 mm, puede contribuir parcialmente a mitigar "ascensos de 30 a 50 cm". El objetivo del trabajo fue evaluar el impacto de la introducción del cultivo de cobertura con diferentes niveles de N sobre el consumo de agua e impacto sobre la dinámica de la napa en ambientes diferentes del oeste arenoso de la provincia de Bs As (Quiroga 2017).

MATERIALES Y MÉTODOS

Los sitios experimentales se localizaron en Lincoln (L) sobre un suelo Hapludol típico serie Estación Naón, en Pehuajó sobre un Hapludol típico serie Pehuajó (P), en Trenque Lauquen (TL) sobre un Udipsamente thapto mólico, Serie Pirovano y en Gral. Villegas (GV) sobre un Hapludol típico Serie Lincoln.

Los ensayos establecidos en los cuatros sitios fueron similares. BBchQ (barbecho químico sin uso de CC) y CC con cuatro niveles de fertilización N 0, 40,80 y 120 kg de N como Urea al macollaje. El diseño experimental fue en bloques completos al azar con 3 repeticiones utilizando parcelas de 15 m^2 (5m x 3m). El cultivo utilizado fue centeno (cv. Quehue) y a la siembra se fertilizó con P como MAP a razón de 100 kg ha^{-1}. Se midió el contenido de humedad gravimétrica (H° Gv) a la siembra del CCv, al secado del CCv y a la siembra del Cultivo sucesor destinado a Cosecha (CCh).

Para calcular el Agua Total (AT) se utilizó la Formula AT= (%H° Gv) x DAP (g cm^{-2}) x Prof (cm)/ 10. Donde %H° Gv = Porcentaje de Humedad Gravimétrica, DAP= Densidad Aparente del Suelo., Prof.= Profundidad de muestreo. Unidad mm.

La Humedad Edafica (HE) es la sumatoria del AT hasta los 2 m de profundidad. Unidad mm.

El Costo Hídrico (CH) se calculó con la formula, CH= AT CC-AT BBch. Donde AT CC= Agua Total del CC; AT Bch= Agua Total de BBch. Unidad mm

El Uso Consuntivo del Cultivo (UCC) se calculó con la formula. UCC= AUI+PP-AUF. Donde AUI= Agua Total Inicial, AUF= Agua Total Final; PP= Precipitaciones. Unidad mm.

En el cultivo se determinó Biomasa Aerea (BA) como Materia Seca (MS) del CC al momento del secado. Se realizaron cortes por triplicado de 0,25 m^2 por parcela, registrando el peso verde, secado en estufa a 60ºC durante 48 h y determinando peso de MS a peso constante. Unidad kg ha^{-1}.

En cada sitio se registró las precipitaciones durante el periodo que va desde implantación CC hasta la implantación del CCh. Se caracterizó pluviométricamente el año, en cada localidad, comparándolo con la media histórica para la misma (periodo 1980-2015), a fin de poder considerar al año como normal, si se encuentra dentro del rango de PP media histórica ± el D.E., seco si está 20% por debajo y húmedo 20 % por encima de dicho valor.

También se consideró el periodo Marzo-Septiembre, que coincide con el periodo de crecimiento del centeno. Si bien la siembra del centeno se realizó la primera 15 de mayo, y se detuvo su crecimiento la primer quincena de octubre, se considera que las lluvias de marzo y abril no son evapotranspiradas por el cultivo antecesor y pasan a formar parte de la recarga otoñal

Los resultados de los ensayos se analizaron estadísticamente mediante ANOVA y las diferencias entre medias a partir del test de Tukey al 0,5.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En 3 localidades se considera que las precipitaciones durante el periodo de estudio fueron normales, mientras que en el sitio L (1211 mm) la misma fue superior al promedio histórico (Tabla 1).

En tanto que, al analizar las lluvias entre en el periodo Marzo-Septiembre, coincidente con el periodo de crecimiento del centeno entre siembra y secado, representaron el 80, 94, 63 y 146 % del promedio histórico para las localidades de GV, P, TL y L respectivamente (Tabla 1).

Tabla 1: Precipitaciones (mm) Anual y Marzo-Septiembre. Promedio 1980-2015 y 2015.

PP		Anual		Mar-Sep	
		80-15	15	80-15	15
GV	Media	874	833	337	269
	D.E.	182		104	
P	Media	950	800	413	387
	D.E.	204		124	
TL	Media	851	804	377	237
	D.E.	203		111	
L	Media	1044	1211	420	614
	D.E.	203		143	

Los suelos sobre los que se llevaron a cabo son representativos de la zona y las unidades cartográficas sobre las que están ubicadas representan una alta proporción del área.

GV, P y L fueron clasificados como Hapludol típico, coincidiendo con la carta de suelo de INTA, estos suelos son Clase II-s y en general son los suelos más productivos de la zona y por su posición en el relieve, no se encharcan habitualmente pero suelen tener influencia de la napa dentro de los 2 e incluso dentro del metro de profundidad (Macchiavello *et al.*, 2015).

El suelo de trenque Lauquen se clasifico como Udipsament thapto mólico, su posición en el relieve loma medanosa, en este caso formando parte de los cordones de médanos parabólicos y su capacidad de uso VI-ES, si bien no son suelos agrícolas, habitualmente estos suelos se encuentran bajo agricultura continua. Actualmente, en su mayoría provenían de pasturas implantadas de pasto llorón ((*Eragrostis curvula* (Schrader) Ness) que fueron reemplazadas. El horizonte superficial AP se caracteriza por ser de reciente deposición, suelto, sin estructura y de textura arenosa, muy susceptible a la erosión.

Se observa en los perfiles evaluados una fuerte estratificación de los horizontes, con un marcado aumento de la DAP (Tabla 2). En tanto que, MO, P y pH tendieron a presentar valores mayores en Ap.

Tabla 2: Horizonte, Espesor (cm), MO (%), P (ppm), pH, DAP (gr cm^{-3}), Moteados de He y Mn en la sección control (2 m),

Sitio	Moteado	Horizonte	Espesor	MO	P	pH	DAP	IMO
Gral Villegas	si	AP	7	1,9	50	6,4	1,34	7
		A2	13	1,3	26	5,9	1,57	4
Pehuajo	si	AP	7	3,9	16	6,4	1,34	13
		A	29	2,0	6	6,0	1,43	6
Trenque Lauquen	no	AP	15	1,1	53	5,9	1,40	12
		A2	18	1,0	4	6,1	1,31	7
Lincoln	si	AP	8	3,9	43	5,4	1,24	12
		A2	17	2,7	5,1	5,6	1,35	7

IMO.

La CRAD hasta los 2 metros decrece cuando aumenta el contenido de arena en los sitios analizados (R2: 0,78) (Tabla 3).

Los riesgos de ascenso de la napa freática y su cercanía a la superficie están presentes en los tres sitios, determinados a través de los perfiles de humedad y además se observaron procesos de óxido reducción característico, como moteados de Hierro y Manganeso dentro del primer metro del perfil (Tabla 2).

Tabla 3: Horizonte, ARC: Arcilla (%), LIM: Limo (%), ARE: Arena (%), CC: Capacidad de Campo (%); PMP Punto de Marchitez Permanente (%) y CRAD Capacidad de retención de Agua (mm)

Sitio	Horizonte	ARC	LIM	ARE	CC %	PMP %	CRAD
Gral Villegas	AP	3	24	73	13,7	6,1	162,5
	A2	4	25	71	12,2	6,1	
Pehuajó	AP	5	25	70	16,0	7,3	178,0
	A	6	25	69	13,5	6,1	
Trenque Lauquen	AP	2	7	91	8,1	3,2	134,6
	2A1	4	10	86	10,7	3,9	
Lincoln	AP	6	27	67	21,5	9,5	227,4
	A2	8	28	64	18	9,0	

La BA generada alcanzó valores entre 3164 y 9860 kg ha^{-1} en los ambientes evaluados. En tanto que, la respuesta al agregado de N para la mayor dosis (200 N) es un 148%, 163%, 164% y 169 % respecto al testigo para L, GV, TL y P respectivamente (Tabla 4). La HE al momento de secado en todos los casos presenta diferencias significativas ($p< 0,05$) entre los tratamientos de CC versus BBch a favor del este último (Tabla 4), con un CH de los CC de 45, 67, 83 y 99 mm para L, TL, GV y P respectivamente. Los resultados muestran un consumo de agua diferencial, donde la Evapotranspiración de los CC es mayor a la Evaporación del BBch.

El sitio Trenque Lauquen, dadas sus limitaciones edáficas y pluviométricas, es donde la producción neta es menor, sin embargo la respuesta a la fertilización es significativa ($p< 0,05$) y la producción de biomasa con altas dosis de N alcanza valores considerables para el ambiente en cuestión. En este sitio la HE al momento del secado presenta diferencias significativas ($p< 0,05$) entre los tratamientos CC y BBch (Tabla 4), así como también entre las tratamientos con N, donde a mayor dosis de N mayor producción de BA 3164, 3567, 3968, 5205 kg ha^{-1} para 0, 40, 80 y 120 N respectivamente. También la HE al momento de secado tubo diferencias significativas ($p< 0,05$) entre los tratamientos donde los valores de H fueron de 172,3; 159,4; 148,3; 130,3, 219,6 mm para los tratamientos 0, 40, 80, 120 N y BBch respectivamente. Al evaluar el impacto de N sobre el UC se observaron diferencias significativas ($p< 0,05$) respecto del testigo. Lo mismo fue observado en la variable CH variando respecto de la situación testigo en 47,3; 60,2; 71,3; 89,3 mm para los tratamientos 0, 40, 80 y 120 N respectivamente (Tabla 4).

Al analizar por sitio ej. GV el cual presentaba el menor índice de MO (MO/arcilla + limo, Quiroga 2002) con un valor inferior a 5 en los primeros 20 cm, se comprobó respuesta significativa ($p< 0,05$) al agregado de N en BA desde bajas dosis (40 N), presentado diferencias significativas con el testigo (Tabla 4).

Tanto en P y L la producción de biomasa respondió al agregado de N de manera creciente, sin alcanzar el platau en las dosis utilizadas. La HE al momento del secado mostro diferencias significativas ($p< 0,05$) entre CC y BBch ($p<0,05$), En tanto que no presentó diferencias significativas ($p< 0,05$) entre dosis de N (Tabla 4). El UCCC y CH no mostraron diferencias significativas ($p< 0,05$) entre las dosis de N utilizadas.

La recarga durante el periodo de BBch corto es suficiente en todos los casos para igualar la oferta hídrica al momento de la siembra del Cultivo de Cosecha (CCch). La HE al momento de la siembra del CCch no presenta diferencias estadísticas ($p< 0,05$) entre los tratamientos (Tabla 4).

En todos los tratamientos la EB presentó diferencias significativas ($p< 0,05$) entre CC y BBch para el que va desde periodo secado de CC hasta la siembra cultivo de verano (denominado BBch corto). Esto indica que en todos los ambientes las precipitaciones efectivas fueron mayores sobre los CC respecto de barbecho largo. Este trabajo es

coincidente con los resultados obtenidos por Carfagno *et al*. (2013) quienes comprobaron que en suelos Hapludoles las EB de los barbechos largos, medios y cortos con residuos de CC, fueron significativamente superiores a la del barbecho tradicional.

Tabla 4 Sitio; Tratamiento; Bio Aérea: Biomasa Aérea (kg ha-1); H° Sec: Humedad Edáfica al momento del secado del CC (mm); CH: Costo Hídrico (mm), HE S CCch: Humedad Edáfica al momento de la siembra del CCch. Letras diferentes muestran diferencias estadísticas Tukey 0,05.

Sitio	Tratamiento	Bio Aérea		HE Sec		UCC		CH		HE S CCch	
Trenque Lauquen	N0	3164	b	172	b	139	b	47	b	210	a
	N40	3567	b	159	b	152	b	60	b	212	a
	N80	3968	ab	148	bc	163	ab	71	ab	208	a
	N120	5205	a	130	c	181	a	89	a	211	a
	Sin Cobertura			219	a					203	a
Pehuajó	N0	4751	b	300	b	200	a	85	a	324	a
	N40	5850	b	300	b	199	a	84	a	312	a
	N80	6641	ab	287	b	213	a	98	a	307	a
	N120	8064	a	255	b	244	a	129	a	304	a
	Sin Cobertura			385	a					367	a
Lincoln	N0	6653	b	346	b	92	a	28	a	411	a
	N40	8600	ab	325	b	115	a	49	a	414	a
	N80	9106	ab	324	b	114	a	50	a	426	a
	N120	9866	a	325	b	116	a	49	a	413	a
	Sin Cobertura			375	a					403	a
Gral. Villegas	N0	3861	b	180	b	235	a	76	a	322	a
	N40	5556	a	194	b	246	a	88	a	349	a
	N80	5897	a	160	b	255	a	97	a	312	a
	N120	6324	a	164	b	269	a	111	a	336	a
	Sin Cobertura			257	a					329	a

El CH de la inclusión de CC mostro diferencias significativas ($p< 0,05$) en todos los sitios, el cual en promedio fue de 76 mm, respecto del barbecho largo. Si bien estos 76 mm a nivel de lote pueden resultar insignificantes, a nivel de cuenca tienen una relevancia mayor y cobran aún más valor si se lo compara con las obras hidráulicas necesarias para evacuar estos excedentes en la región.

Ejemplo: El Canal Jauretche / Mercante / República de Italia conecta la Laguna El Hinojo / Las Tunas con el Río Salado cerca de Bragado, al cual también descargan un número creciente de canales secundarios de drenaje ubicados a lo largo de las depresiones interdunales. El caudal que dicho canal puede transportar por diseño alcanza los 25 $m^3 s^{-1}$ (MI Pcia De BBAA)

Anualmente 1,88 millones de hectáreas pasan el invierno como barbecho largo (6-7 meses). En términos hipotéticos, si la superficie que permanece en barbecho estaría sembrada con CC, estaríamos drenando biológicamente 1,6 veces la capacidad del Canal, esto quiere decir que al sistema le estamos sumando un canal bilógico de 1,6 veces al ya instalado, con una práctica técnicamente viable en los años considerados normales.

CONCLUSIONES

Estos resultados preliminares muestran la importancia del ambiente y la calidad de mismo dado por CRA, MO y demás variables edáficas que interactúan sobre la productividad del cultivo de centeno utilizado como CC. Además de considerar el aporte de N (161% de incremento promedio) sobre la biomasa producida, el valor que tiene la cobertura en todos los ambientes evaluados sobre el consumo hídrico (promedio 76 mm). En tanto que, la fertilización si bien aumenta el aporte de biomasa, solo tiene impactos importante en el UC y CH en ambiente arenosos de bajo CRA.

El CH promedio en término absolutos es bajo, pero al ponerlo en el contexto zonal (nivel de cuenca) aporta 1,6 veces la tasa de evacuación de un canal como el Mercante/Jauretche/Republica de Italia.

Este tipo de práctica medidas en el tiempo y cuantificados a nivel de cuenca podrían atenuar el alto costo en obras y darle oportunidad al agua excedente de ser transformada en carbono, reciclar nutrientes, evitar el ascenso de sales, reducir perdidas de suelo en general y hacer más sostenibles los sistemas de producción.

AGRADECIMIENTOS

A INTA, Sr Eduardo Tolosa, Sr Ricardo Centaure apoyos técnico de INTA. Productores Flia Saracco, la Flia Felipe y Flia Silvestre que cedieron el espacio físico y la maquinaria para poder desarrollar los estudios.

BIBLIOGRAFÍA

- Blanco-Canqui JL, TL Shaver, JL Lindquist, CA Shapiro; RW Elmore; CA Francis & GW Hergert . 2015. Cover Crops and Ecosystem Services: Insights from Studies in Temperate Soils. Agron. J. 107. ISSN 2449–2474
- Carfagno PF, MJ Eiza, AR Quiroga, F Babinec, C Chagas & R Michelena. 2013. Agua disponible en monocultivo de Soja con Cultivos de Cobertura y Barbechos reducidos en la Región Semiárida y Subhúmeda Pampeana. Cienc Suelo (Argentina) 31(1): 67-81. ISSN 1850-2067.
- Casa R. 2007. Principales efectos de la intensificación y expansión de la agricultura sobre la salud de los suelos. Anales de la ANAV. Trabajos del tomo LXI. ISSN 0327-8093.
- Conte; A. 2007. La oleaginización de la Agricultura Argentina. V º Jornadas interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Agroindustriales; Lugar: Buenos Aires; Año: 2007 p. 1 – 11. 1851-3794
- Delgado; J. Conservation practices to mitigate and adapt to climate change. 2011. Journal of Soil and Water Conservation July/August 2011 vol. 66 no. 4 ISSN 118A-129.
- Dillon, A. 1997. Inundaciones en zonas de llanura pampeana de la provincia de buenos aires, república argentina. Centro de Estudios Ambientales. UNICEN. Tandil. República Argentina. http://observatoriogeograficoamericalatina.org.mx/egal4/Procesosambientales/Hidrologia/04.pdf
- Macchiavello A. Comportamiento de Napas y Calidad de agua en el Partido de General Villegas. 2014. Memoria Tecnica EEA Gral Villegas. ISSN 1850-6038.
- Ministerio de Infraestructura y Servicio Públicos de la Pcia de Buenos Aires. Plan Maestro Integral de la Cuenca del Rio Salado. http://www.mosp.gba.gov.ar/sitios/hidraulica/informacion/planmaestro.php 20/12/2017
- Ministerio de Agroindustria de la Nación Argentina. Datos Abiertos Agroindustria Paseo Colón 982 (C1063ACW) - CABA – Argentina https://www.agroindustria.gob.ar/datosabiertos/ 16/11/2017
- Satorre, EH. 2005. Cambios tecnológicos en la agricultura argentina actual. Ciencia Hoy 87:24-31. ISBN 978-987-45584-1-1
- Scianca, C., M. Barraco, C. Álvarez y A. Quiroga, 2010. Cultivo de cobertura en Hapludol Thapto Argico: Análisis de cinco campañas. Memoria Técnica 2009-2010. EEA- INTA General Villegas. pp. 14-16. ISSN 1850-6038.
- Quiroga A. 2002. Indicadores de Calidad de Suelo en Molisoles de la región semiárida pampeana. Relación con el manejo y la productividad de los cultivos. Tesis Doctor en Agronomía. Universidad del Sur. Pág.136 .
- Quiroga A. 2017. Utilización de cultivos invernales para mitigar excedentes hídricos. Actas VIII Congreso Nacional Trigo, Pergamino.

C4P105. OBSERVATORIO DE SUELOS: UTILIDAD DEL MODELO DE SIMULACIÓN"FITOSIM"

Pilatti, Miguel A.;Vergara, Juan M.; Quaino, Gabriel y Orellana, Jorge A. de .

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Litoral. Kreder 2805. Santa Fe. Argentina. mpilatti@fca.unl.edu.ar

RESUMEN

Se ha creado el Observatorio de Suelos santafesinos. Función principal: determinar nivel de degradación de los suelos. Existen indicadores edáficos que permiten cuantificar cambios en las propiedades de los suelos pero faltan procedimientos que respondan: ¿Cuánto cambió la capacidad productiva de un suelo: se degradó, mantuvo o mejoró? ¿Cuánto varió el riesgo de producir en él? Responder esas preguntas implica usar modelos de simulación de cultivos, **"Fitosim"** es uno de ellos. Se muestran resultados de evaluar (a) capacidad productiva de ambientes –meteorológicos- de la Provincia (norte, centro y sur), (b) capacidad productiva de suelos, (c) impacto de sistemas de labranzas sobre capacidad productiva y riesgo de producción. Se dan ejemplos por ecorregiones. De Fitosim surgen 3 índices: El Índice de Producción Potencial (**IPP**) o producción del suelo natural respecto del potencial productivo del ambiente. El Índice de Degradación Edáfica (**IDE**) o porcentaje de pérdida de capacidad productiva de un suelo cultivado respecto del natural. El **Riesgo de Producción**, como la probabilidad de no cubrir los costos de indiferencia de producción, es decir en qué porcentaje de años se pierde dinero porque no se alcanza a cubrir dichos costos. Se comparan suelos de la zona Centro, Norte y Sur de Santa Fe con diferente historial de manejo. Se muestra como los rendimientos medios, potencial, de indiferencia y costo de oportunidad varían en esos ambientes. Se estima que las tierras han perdido entre un cuarto y un tercio de su capacidad productiva y continúa creciendo el riesgo de producción. También se advierte que numerosos datos de suelos son necesarios para usar Fitosim pero la gran mayoría están generados: falta recopilarlos, reprocesarlos, ubicarlos espacial y temporalmente. La Provincia cuenta con profesionales altamente capacitados para lograrlo. Para obtener datos que hay que actualizar, monitorear periódicamente: existe una importante red de laboratorios.

Palabras claves: degradación de suelos, riesgo productivo, sostenibilidad

INTRODUCCIÓN

Es conocido que las mejores tierras de la Argentina se están deteriorando con la explotación agropecuaria. Lo mismo ocurre en Santa Fe, donde desde hace años se advierte sobre ello (Orellana & Priano, 1975; Panigatti, Weber & Pilatti, 1982; Piñeiro, Pilatti & Mistrorigo, 1982; SAGYP & CFA. 1995; Montico & Pouey, 2001).

Santa Fe cuenta con una Ley de Conservación y Manejos de Suelos (nro. 10.552), se está actualizando su Decreto Reglamentario acorde con los cambios en las prácticas del uso de los suelos, con los avances conceptuales y técnicos de la época. Se crea tanto en la Nación como en la Provincia: Observatorios de Suelos. Sus funciones esenciales son determinar el nivel de degradación de los suelos, establecer áreas de Conservación, organizar el monitoreo de los suelos y prever su evolución para tomar medidas gubernamentales preventivas.

Para la primera función, si bien existen indicadores edáficos que permiten cuantificar cambios favorables o desfavorables en las propiedades de los suelos- Pilatti & Orellana (2012) brindan una revisión al respecto-, no es frecuente encontrar trabajos que respondan concretamente a: ¿En qué medida cambió la capacidad productiva de un suelo, se degradó, mantuvo o mejoró? ¿Cuánto varió el riesgo de producir en él?

Es posible responder a esas preguntas usando modelos de simulación de cultivos; para ello se trabajó durante 30 años desarrollando "Fitosim". Aquí se muestra el resultado de su uso para evaluar (a) la capacidad productiva de distintos ambientes meteorológicos que hay en la Provincia (norte, centro y sur), (b) la capacidad productiva de sus suelos y (c) el impacto de los sistemas de labranzas usados tanto sobre la capacidad productiva de los suelos como sobre el riesgo de producir en ellos. Se dan ejemplos para distintas ecorregiones de Santa Fe.

Usar tal modelo supone (1) contar con datos meteorológicos diarios de muchos años (más de 30) de distintos lugares: hoy disponibles a diferencia de los años 80' cuando se comenzó a desarrollar Fitosim; (2) caracterizar fitométricamente los principales cultivos de interés; datos también disponible a partir de los lineamientos dados por Pilatti *et al.*(1999) y trabajos siguientes; aunque se reconoce que aún no es suficiente lo generado en esta temática y (3) disponer de la caracterización física y química completa de suelos en todo el ámbito provincial, tanto en su condición natural como bajo distintas intensidades de uso: éste material ha sido generado por la cátedra de Edafología (FCA,UNL)

durante los últimos 40 años y permanece, en gran parte, inédito. Para algunos de los datos físicos más difíciles de analizar, lentos de obtener y/o caros – como las curvas de retención hídrica y la de resistencia a la penetración- se han elaborado funciones de edafotransferencia (Pilatti, 1988, 1989; Ghiberto & Pilatti, 2004; Ghiberto, Pilatti & Imhoff, 2004; Imhoff *et al*., 2004a, 2004b, 2012 y 2016)

MATERIALES Y MÉTODOS

A partir de datos pre existentes de cultivos, meteorológicos y de suelos con manejos contrastantes en todo el ámbito de la provincia de Santa Fe se procesan diariamente usando un modelo de simulación de cultivos: Fitosim, para cuantificar cómo cambia el crecimiento diario del cultivo y –en definitiva- su producción. Los datos pertenecen a suelos del Nordeste, Centro y Suroeste de la provincia de Santa Fe correspondiendo cada uno a ecorregiones distintas. Para cada uno, se obtuvieron muestras de suelo representativas de su condición natural, y muestras pertenecientes a los diferentes sistemas de manejo evaluados. En la tabla 1 se presentan y ubican los suelos y manejos evaluados.

Tabla 1. Casos estudiados usando el modelo de simulación de cultivos Fitosim dentro del ámbito de la provincia de Santa Fe para evaluar la capacidad productiva de los suelos con distintas historias de uso.

Ubicación geográfica	**Suelo Dominante**	**Serie**	**Antecedentes de uso**		
			NATURAL	**AGRÍCOLA**	**AGRÍC-GANADERO**
Margarita: Noreste Chaqueña húmeda	Argialbolácuico	Avellaneda	✓	✓	
	Argiudolacuértico	Reconquista	✓	✓	
Soledad : Centro Espinal	Argiudolácuico	Petronila	✓	✓	✓
	Argiudol típico	Jacinto Arauz	✓	✓	✓
Godeken: Suroeste Pampeana	Argiudol típico	Murphy	✓	✓	✓

Modelo de simulación

Se utilizó el modelo de simulación de crecimiento de cultivos Fitosim (Pilatti 1986, Pilatti 1990; Pilatti *et al.* 1993; Norero &Pilatti 2002; Pilatti *et al*., 2011). Éste dispone de un módulo de crecimiento y desarrollo del cultivo que le permite simular cultivos anuales a paso diario; calcula el máximo crecimiento y producción que es posible esperar según cada particular interacción genotipo-ambiente meteorológico (*producción potencial*); simula el crecimiento, exploración y actividad radical en suelos estratificados y con variadas limitaciones, permitiendo considerar el efecto de diversas alternativas de manejo vinculadas a las restricciones abióticas, especialmente agua (riego, drenaje) y nutrimentos (abonos). Para iniciar la simulación, se definen las condiciones antes de la siembra para todo el perfil del suelo, como, por ejemplo: disponibilidad de agua, nitratos, fósforo, azufre, complejo de intercambio, densidad del suelo, granulometría, dosisde fertilizantes, etc.; esto permite suprimir, o incorporar, factores determinantes y enfocar el interés durante la corrida en algún aspecto del sistema en particular. A su vez, el modelo supone que se tiene un control total sobre malezas, plagas y enfermedades durante el ciclo del cultivo. Los resultados de la simulación se interpretan para comparar los distintos casos usando 3 índices de elaboración original (Orellana *et al*., 2004; Pilatti *et al*., 2006)

El Índice de Producción Potencial (**IPP**) o producción del suelo natural respecto del potencial productivo del ambiente.
El Índice de Degradación Edáfica (**IDE**) o porcentaje de pérdida de capacidad productiva de un suelo cultivado respecto del natural.
El **Riesgo de Producción**. Este último, entendido como la probabilidad de no cubrir con los costos de indiferencia de producción y calculado en función de las frecuencias acumuladas de ocurrencia de hechos; es decir: en qué porcentaje de años se pierde dinero porque no se alcanza a cubrir los costos de producción.

$$IPP = \frac{Producción\ en\ el\ suelo\ natural}{Producción\ potencial}\ x\ 100$$

$$IDE = \frac{Producción\ suelo\ natural - Producción\ suelo\ laboreado}{Producción\ suelo\ natural} \times 100$$

Datos meteorológicos

Se utilizaron datos diarios de radiación global (cal cm^{-2} $día^{-1}$), temperaturas máximas y mínimas (Celsius), humedad relativa máxima y mínima (%), precipitación (cm), velocidades promedio de viento diurna y nocturna (m seg^{-1}). Dichos datos fueron obtenidos de series registradas durante 30 años o más; obtenidos de las estaciones meteorológicas próximas a las localidades estudiadas (Reconquista, Rafaela, Pergamino).

Datos fitométricos

Los datos fenométricos, auxométricos, morfométricos y fisiométricos (Pilatti *et al.*, 1999) empleados en las simulaciones correspondieron a un determinado genotipo de cultivar de Maíz, representativo al utilizado en esas regiones. La fenometría es la descripción del inicio y fin de las fases fenológicas. La auxometría es la cuantificación del cambio de biomasa de una planta individualmente y de cada uno de sus órganos (índices de cosecha). La morfometría es la cuantificación de la forma y estructura de cada órgano de la planta y su evolución en el espacio y su ontogenia. Por último, la fisiometría es la cuantificación de parámetros que describen en funcionamiento interno de la planta y su interacción con el medio ambiente.

Datos edáficos

Para todos los escenarios simulados se utilizó un contenido hídrico inicial del 80% del agua útil en el horizonte superficial, de esta forma se evitan demoras en la germinación; el resto del perfil tenía 60% de agua útil. Para cada horizonte se requieren 12 datos químicos y 10 físicos que por motivos de espacio no se pueden detallar aquí, ver en Pilatti *et al*., 2016.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los indicadores analizados para los diferentes escenarios fueron: rendimiento medio (Rto), rendimiento máximo y mínimo, coeficiente de variación (CV%), IPP, IDE y Riesgo de Producción. En la tabla 2 se observa que el rendimiento potencial del cultivo de Maíz decrece de Sur a Norte. El rendimiento potencial corresponde al rendimiento obtenido sin limitaciones edáficas, siendo la variable climática la que define el rendimiento ya que se usa el mismo maíz. Los resultados indican que el Sur de Santa Fe presenta una mejor aptitud climática para la producción del cultivo de Maíz, lo que es corroborado por la experiencia práctica. Con respecto al rendimiento medio en el suelo natural sigue la misma tendencia que el rendimiento potencial, decreciendo de Sur a Norte. Esto estaría indicando que los suelos del Sur presentan menos limitaciones edáficas que los suelos del Norte, reflejando una mayor capacidad productiva en los Sur. En concordancia con esto, el IPP es mayor en los suelos Naturales del Sur y Centro que en el Norte; así, la producción de Maíz en el Sur y Centro se encuentra más cerca de demostrar su potencial que los del Norte.

Tabla2. Rendimientos del cultivo de maíz (Rto en qq/ha) simulado con Fitosim e índices producción potencial (IPPP), índice de degradación del suelo (IDE) y Riesgo de Producción (Ries) para suelos en distintas zonas de Santa Fe y con variados manejos: estado natural, manejo agrícola, y agrícola-ganadero. Simulaciones realizadas sin aplicación de fertilizantes.POT se refiere a la producción potencial que se obtiene de la interacción genotipo: condiciones meteorológicas, el suelo no limita.

Casos de estudio	Godeken (Suroeste) Pampeana				Soledad (Centro) Espinal				Margarita (Noreste) Chaco húmedo			
	Rto qq/ha	IPP %	IDE %	Ries %	Rto qq/ha	IPP %	IDE %	Ries %	Rto qq/ha	IPP %	IDE %	Ries %
POT	143	-	-	.	137	-	-	-	120	-	-	-
Natural	101	71	-	25	87	64	-	36	40	30	-	61
Agricultura	63	-	38	55	67	-	26	50	25	-	37%	86
Agrícola-Ganadero	70	-	32	45	80	-	23	47	-	-	-	-

Las simulaciones realizadas demostraron que para todos los escenarios evaluados la pérdida en la capacidad productiva (IDE) es evidente, la cual se encuentra, para los casos estudiados, entre el 23% y 38%: lo que significa que los suelos se han degradado perdiendo entre un cuarto y un tercio de su capacidad productiva natural. En lo que refiere a los manejos estudiados, podemos ver que en general los planteos agrícolas-ganaderos tienen índices de degradación iguales o inferiores a los planteos agrícolas. Lo cual estaría reflejando que sistemas del tipo mixto dan mayor estabilidad al sistema. El riesgo productivo también aumenta de sur a norte y crece notablemente con el uso del suelo: el suelo natural no sólo disminuye su capacidad productiva con el uso que se le ha dado sino aumenta el riesgo de producción. Nótese que esta cuantificación es muy difícil, si no imposible, por otros medios que no sea la simulación. En la tabla 3 puede observarse como varía el riesgo productivo en las diferentes regiones, al incorporar un paquete tecnológico mínimo (PTM) de fertilizantes en un campo con manejo agrícola. Para todas las situaciones la aplicación del PTM fue beneficioso. Si bien la reducción del riesgo productivo fue mayor en la localidad de Margarita, éste continúa siendo elevado; lo cual llevaría a considerar un otro cultivo o manejo alternativo. Para la zona Sur y Centro podemos ver qué tras la aplicación del PTM el riesgo bajó a niveles considerables, esto podría conducir a la evaluación de un paquete tecnológico más complejo que incluya semillas de mayor potencial genético y un laboreo superficial del suelo, y así, obtener una respuesta aditiva en el aumento del rendimiento y reducción del riesgo.

Tabla 3. Rendimiento medio y evaluación del riesgo productivo con y sin la aplicación de un paquete tecnológico mínimo (PTM) de fertilizantes utilizado en las regiones sur, centro y norte de Santa Fe. PTM para zona sur y centro igual a 200 kg/ha de urea y 80 kg/ha de fosfato diamónico; PTM para zona norte igual a 120 kg/urea y 50 kg/ha de fosfato diamónico.

	Godeken	Soledad	Margarita
Rto. medio sin PTM (qq ha^{-1})	63	67	25
Rto. medio con PTM (qq ha^{-1})	70	80	39
Riesgo productivo con PTM	48%	38%	70%
Diferencial riesgo	-7%	-12%	-16%

Para el uso de Fitosim, como se anticipó, se requieren de numerosos datos de suelos; esto era una gran limitación hace 40 años, hoy se dispone de la caracterización de los perfiles modales de gran parte de la Provincia escala 1:50.000; hay muchos estudios publicados e inéditos en las Universidades, INTA, AACREA y otros con valiosa información aunque dispersa, no sistematizada: una importante tarea de recopilación, georeferenciación, organización temporal, depuración, es necesaria pero… gran parte de los datos ya están ¡!. También hoy se cuenta con una importante red de laboratorios y profesionales idóneos.

CONCLUSIONES

Los modelos de simulación pueden utilizarse con distintos objetivos, en todos los pasos de la generación, transmisión y aplicación del conocimiento agronómico (Pilatti *et al.*, 2011). Aquí se lo ha utilizado con éxito para evaluar la capacidad productiva en distintos ambientes meteorológicos, para distintos suelos e historia de uso pudiendo responder a preguntas tan útiles para los Observatorios de Suelos como: ¿Cuánto se ha degradado un suelo? ¿En cuánto se incrementó el riesgo de producir en él? ¿En qué medida manejos mejorados pueden disminuir ese deterioro? ¿Cuáles podrían ser esos manejos? Se puso en evidencia que es posible y útil estimar indicadores de producción potencial (IPP), indicadores de degradación edáfica (IDE) y cuantificar el riesgo de producción. En base a esos índices se puede predecir el grado de incremento en los rendimientos ante la aplicación de determinadas prácticas edafotécnicas: abono, enmiendas, acciones mecánicas. Podemos apreciar entonces, que Fitosim también se presenta como una herramienta útil para la identificación y jerarquización de factores limitantes. Tras la realización de sucesivas corridas modificando la, o las, variables de interés, se puede evaluar la sensibilidad con la que aquellos factores afectan al sistema. De ésta forma, el uso de modelos, permitiría identificar cuáles son las condiciones o propiedades restrictivas y en qué orden de importancia y magnitud ejercen su limitación para así diseñar el plan de manejo del suelo más promisorio. Adicionalmente dentro de las aplicaciones actuales posibles, el uso de los modelos de simulación como herramienta para manejo del riesgo y toma de decisiones, se presenta como una de las aplicaciones más importantes. Así, un Ing. Agrónomo podría asesorar al productor acerca de a) fecha y densidad de siembra, b) utilización de determinada variedad de un cultivar con características conocidas y medidas, c) toma de seguro agrícola, d) organización del territorio en función de la capacidad productiva, e) definir pautas para los contratos de arrendamiento; entre otras. utilizando como base de sus fundamentos

los datos de series históricas de sucesos que año tras año se retroalimentan y ajustan la capacidad predictiva del sistema, mejorando la calidad de la toma de decisiones.

BIBLIOGRAFÍA

- Ghiberto, P & MÁ Pilatti. 2004. Densidad de partículas y agua retenida a 0,1 MPa. Estimación para Molisoles de Santa Fe. XIX Congreso Argentino de la Ciencia el Suelo (Paraná, Entre Ríos). Resumen, p. 93. Trab. completo en CD adjunta a Actas 5 pp.
- Ghiberto, P; MÁ Pilatti; & S Imhoff. 2004. Curva de retención hídrica en Molisoles de Santa Fe: Función representativa. XIX Congreso Argentino de la Ciencia el Suelo (Paraná, Entre Ríos). Resumen, p. 49. Presentación oral. Trab. completo en CD adjunto a Actas 5 pp.
- Imhoff, S; A Pires da Silva; PJ Ghiberto; CA Tormena; MÁ Pilatti; PL Libardi. 2016. Physical Quality Indicators and Mechanical Behavior of Agricultural Soils of Argentina. PLOS ONE 11(4): e0153827.oi: 10.1371/journal.pone.0153827. (Eds) P.C. Abhilash, Banaras Hindu University, INDIA
- Imhoff, S; A da Silva; PJ Ghiberto & MÁ Pilatti. 2004b. Nova função de pedotransferência para estimar a curva de retenção hídrica de solos de Santa Fe (Argentina). En: XV Reunido brasileira de manejo e conservação do solo e da agua, Santa Maria (RS). Actas da XV Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da Água (Santa Maria, RS).
- Imhoff, S; A Pires da Silva; P Ghiberto; C Tormena; MÁ Pilatti & P Libardi. 2012. Funciones de edafotransferencia para determinar el intervalo hídrico óptimo de suelos de la provincia de Santa Fe. Actas XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo / 1ª edición. (Ed). MNEMOSYNE, Mar del Plata. ISBN 978-987-1829-11-8.
- Imhoff, S; MÁ Pilatti; P Ghiberto & A Pires da Silva. 2004a. Propiedades físicas de Suelos de Santa Fe: Funciones de edafotransferencia. XIX Congreso Argentino de la Ciencia el Suelo (Paraná, Entre Ríos). Resumen, p. 45. Presentación oral. Trab. completo en CD adjunto a Actas 5 pp.
- Montico, S & N Pouey. 2001. Cuencas Rurales: pautas y criterios para su ordenamiento. (Ed) UNR. Rosario. 166.
- Norero, AL & MÁ Pilatti. 2002. Enfoque de sistemas y modelos agronómicos: necesidad y método. (Ed) Universidad Nacional del Litoral. Santa Fe. 161. ISBN 987-508-203-12 (CÁTEDRA: CIENCIAS AGRARIAS)
- Orellana J.A. de, M.A. Pilatti & D. Grenón. 2004. Propotín y degradín: Índices globales de productividad y degradación de suelos. Propuesta de un nuevo método e indicadores. XIX Congreso Argentino de la Ciencia el Suelo (Paraná, Entre Ríos). Resumen, p. 391. Trab. completo en CD adjunto a Actas 10 pp
- Orellana, JA de & L Priano. 1975. La erosión en Santa Fe. Ciencia e Investigación 30(11-12):290-297.
- Panigatti, JL; JA Weber & O Pilatti. 1982. Estado actual y futuro de los problemas de suelos en Santa Fe. Consejo de Tecnología Agropecuaria de la Provincia de Santa Fe. 43.
- Pilatti M.A., 1990. Interpretación de las relaciones entre el suelo y la producción de cultivos. primera aproximación a un modelo edáfico. Public. Miscelánea nro.51: 98- 109 en "Jornadas Regionales. Labranzas y conservación de Suelos".(EEA Rafaela)
- Pilatti M.A., D. Grenón, J. de Orellana & S. Imhoff, 2006. Global Interactive Index for Soil Production and Degradation Assessment. 18º Congreso Mundial de la Ciencia del Suelo. Philadelphia, USA. 116-55.
- Pilatti, M Á. 1988. Parámetros hídricos de suelos santafesinos: estimación de curvas de retención hídrica. Revista FAVE 4 (1,2): 102-111.
- Pilatti, M Á. 1989. Estimación del punto de marchitez permanente en Molisoles santafesinos. Ciencia del Suelo 7 (1-2): 103-106.
- Pilatti, MÁ & AL Norero. 2002. Simulación de cultivos anuales. Formulaciones básicas del desenvolvimiento normal. (Ed.) Universidad Nacional del Litoral. Santa Fe. 131.
- Pilatti, MÁ & JA de Orellana. 2012. Suelos ideales para agricultura sostenible. Revista FAVE sección Ciencias Agrarias Vol.11 (1): 65-87.
- Pilatti, MÁ. 1986. Análisis agrofísico de la relación entre la dinámica hídrica en la fitósfera y el desarrollo y producción de los cultivos. Tesis Magister Scientiae en "Riego y Drenaje de Tierras Agrícolas". CIDIAT. Universidad de los Andes. Venezuela. 209.
- Pilatti, MA; A Vegetti & P Ghiberto. 1999. Fitometría. Revista FAVE. 13 (1): 23-37.
- Pilatti, MA; AL Norero & DA Grenón. 2011. Enfoque de sistemas y modelos de simulación de cultivos. (Ed) EAE. U.S.A. 140.
- Pilatti, MÁ; DA Grenón, JA de Orellana & OM Felli. 1993. Modelos de regresión y simulación para interpretar la influencia de suelo, clima y manejo sobre la producción de la soja. Revista FAVE 7 (2): 93-121.

- Piñeiro, A; MÁ Pilatti & D Mistrorigo. 1982. Degradación del recurso natural suelo y la consecuente disminución de la productividad de la región noreste de Santa Fe. (Ed) Dir. General de Extensión e Invest. Agropecuarias, MAG. Santa Fe. 42.
- SAGYP & CFA. 1995. El deterioro de las tierras en la República Argentina. Alerta amarillo. (Ed) Sec de Agricultura, Ganadería y Pesca y C. F. A. Buenos Aires. 1995.

C4P106. CULTIVOS DE SERVICIOS: ¿CÓMO AFECTAN LA DINÁMICA DE LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO?

Pinto, Priscila[1]*; Sawchik, Jorge [2]; Terra, José [2]; Ayala, Walter [2]; Silva, Leonardo [2]; Barrios, Ethel [2] y Gervasio Piñeiro[1]

[1]IFEVA-FAUBA-CONICET, Argentina; [2]INIA, Uruguay *ppinto@agro.uba.ar

RESUMEN

Los cultivos de servicios (CS) pueden aumentar la materia orgánica del suelo (MOS) que presentan los agroecosistemas actuales. Nuestro objetivo fue evaluar si los cambios que ocurren en la MOS se deben a un aumento en la formación de C_{nuevo} por humificación; o a una disminución en la descomposición del C_{viejo} (formado previo al experimento). A su vez, estos cambios fueron estudiados en la MOS particulada (C-MOP) y en la asociada a los minerales (C-MOAM). Instalamos un experimento en el este de Uruguay (INIA-33) que consistió en 5 rotaciones de soja con diferentes CS de gramíneas, leguminosas o crucíferas y un testigo de monocultivo de soja y tomamos muestras de suelo hasta 15cm de profundidad en el momento inicial y final. Las muestras se fraccionaron en MOP y MOAM y mediante técnicas isotópicas de ^{13}C diferenciamos el C_{nuevo} y C_{viejo} en cada fracción. El contenido de C-MOP del tratamiento testigo (2,74 TnC/ha) fue menor que en las rotaciones con CS, pero en ninguna se alcanzó el C-MOP que presentaba el campo natural (5,34 TnC/ha). Los menores contenidos de C-MOP estuvieron provocados por el aumento en la descomposición del C_{viejo}, mientras que todas las rotaciones formaron la misma cantidad de C_{nuevo}. El testigo también presentó los menores contenidos de C-MOAM (27,17 TnC/ha). Todos los CS tendieron a aumentar el C-MOAM y las leguminosas alcanzaron los niveles que presentaba el campo natural (30,98 y 32,68 TnC/ha, respectivamente) debido a una menor descomposición y a que formaron más MOAM a partir de la MOP que el resto de las rotaciones. Entre los CS evaluados, avena, raigrás y vicia presentaron los mayores contenidos de C-MOP y, vicia y trébol alejandrino los mayores contenidos de C-MOAM. Esto sugiere que para aumentar ambas fracciones deberíamos aportar, en simultáneo, biomasa con calidades diferentes mediante mezclas de CS de leguminosas y gramíneas.

Palabras clave: Cultivos de cobertura, Dilución isotópica, Fracciones de la materia orgánica

INTRODUCCIÓN

Uno de los mayores desafíos para sostener la producción agrícola en el largo plazo es diseñar agroecosistemas que permitan mantener la materia orgánica del suelo (MOS). Generalmente se propone que la siembra de cultivos de servicios o de cobertura podría contribuir a aumentar los contenidos de MOS porque aumentan los aportes de biomasa al suelo. Sin embargo, tras la inclusión de estos cultivos no siempre se observan aumentos en la MOS (Alvarez, Steinbach & De Paepe, 2017; Poeplau & Don, 2015). Probablemente la ausencia de efectos consistentes de los cultivos de servicios sobre la MOS se deba a que cuando se comparan los contenidos totales de MOS es muy difícil detectar los cambios que ocurren en el corto plazo porque es un compartimento muy grande y heterogéneo. Sin embargo, mediante el método de dilución isotópica, es posible detectar los cambios que ocurren en distintas fracciones de la MOS en el corto plazo y estimar cómo son los flujos de entradas y de salidas en cada una (Piñeiro *et al.*, 2012).

La MOS puede separarse en dos fracciones en función del tamaño de partícula, las cuales se distinguen en su estructura, funcionamiento y tiempo de residencia del C en el suelo: materia orgánica particulada (MOP>50µm) y materia orgánica asociada a los minerales (MOAM < 50µm) (Cambardella & Elliot 1992). La MOP está compuesta por restos vegetales y presenta una bioquímica muy similar a la broza, ya que únicamente las diferencia el tamaño de partícula (broza>2 mm>MOP). Por lo tanto, al igual que en la broza, la descomposición de la MOP se encuentra limitada por la presencia de compuestos recalcitrantes (i.e. altos contenidos de lignina y relación C/N) y puede ser estimulada por el aumento en el N disponible (Knorr, Frey & Curtis 2005). En cambio, la MOAM está compuesta por productos derivados de los microorganismos que presentan bajo peso molecular y relación C/N. Estos compuestos presentan una protección física a la descomposición porque se encuentran adsorbidos a las arcillas y limos, ocluidos dentro de los agregados o asociados a metales del suelo y por lo tanto los microorganismos requieren mucha energía para descomponerlos (Fontaine, Mariotti, &Abbadie 2003; Kuzyakov, Friedel, & Stahr 2000).

El método de dilución isotópica permite estimar los flujos de entradas, dados por la humificación de los aportes de biomasa, y de salidas, dados por la descomposición de la MOS. Este método se basa en que la relación $^{13}C/^{12}C$ ($\delta^{13}C$)

que presenta la MOS depende de la vegetación que le dio origen y en que las plantas con metabolismo fotosintético C_3 y C_4 presentan distinta $\delta^{13}C$. De este modo, cuando un campo natural con presencia de especies C_4 es transformado en un campo de cultivos en donde sólo se siembran especies C_3, es posible distinguir el C_{viejo}, que estaba presente en el campo natural, del C_{nuevo} que fue formado a partir de los cultivos C_3 (Desjardins *et al*. 1994). Esto permite estimar el porcentaje de descomposición, a partir de la diferencia entre el C_{viejo} y el contenido de C en el momento inicial, y el porcentaje de humificación considerando la proporción de los aportes de C de los cultivos que forman C_{nuevo}.

Las características de los cultivos de servicios que influyen en la descomposición y en la humificación del C de cada fracción de la MOS son muy diferentes. Los aportes de biomasa que más contribuyen a la formación de C en la MOP (C-MOP) son los que presentan un mayor tiempo de residencia en esta fracción debido a su difícil descomposición (Melillo *et al*., 1982; Taylor *et al*., 1989; Enriquez & Duarte 1993). Por esta razón, los aportes de las gramíneas, que son más recalcitrantes que los de las leguminosas por su alta C/N y contenido de lignina, podrían tener una mayor humificación en la MOP. A su vez, las leguminosas, además de presentar una menor humificación, podrían acelerar la descomposición de la MOP_{vieja} de manera similar a lo que sucede con la descomposición de la broza (efecto *priming* por nitrógeno) (Knorr, Frey, & Curtis 2005). En cambio, en la MOAM la humificación aumenta cuando los aportes presentan una estequiometría similar a la de los microorganismos descomponedores (baja C/N), ya que los nutrientes limitantes condicionan la formación de $MOAM_{nueva}$ (Cotrufo *et al*. 2013; Kirkby *et al*. 2013). Por ello, las leguminosas que presentan una menor C/N podrían presentar mayor humificación del C en la MOAM (C-MOAM) que las gramíneas. Además, los aportes con una alta relación C/N que presentan las gramíneas pueden estimular la descomposición de la C-$MOAM_{viejo}$ debido a que ocurre un efecto de *priming* por energía. En ambas fracciones para que el efecto de incluir cultivos de servicios sea positivo, las entradas por humificación deben ser mayores a las pérdidas por descomposición. Por ello, el objetivo de este trabajo fue estimar el efecto de diferentes cultivos de servicios sobre dichos flujos en las fracciones MOP y MOAM.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del experimento

El experimento fue instalado sobre un campo natural ubicado en la Unidad Experimental Palo a Pique de INIA Treinta y Tres, Uruguay (33,25° de latitud sur, 54,48° de longitud oeste, 47,0 m de altitud sobre el nivel del mar). El suelo dominante en el área de estudio es un Argisol Subéutrico Lúvico y pertenece a la Unidad de Suelo José Pedro Varela. Previo a la instalación del experimento el suelo presentaba 8ppm de P (método de ácido cítrico), 10ppm de N-NO3, 1,9 meq de Mg $100g^{-1}$ y 0,3 meq de K $100g^{-1}$. En septiembre del 2011 se aplicó glifosato sobre el campo natural y se sembró el cultivo de soja mediante un laboreo reducido. En abril del 2012 se iniciaron las rotaciones con la siembra al voleo de los cultivos de servicios sobre el cultivo de soja en pie. Cada parcela recibió la misma rotación durante 3 años, con cultivos de servicios o barbecho invernal (Testigo), con el fin de acumular los efectos producidos por los diferentes cultivos. Los cultivos de servicios sembrados fueron *Trifolium alexandrinum* cv. INIA Calipso, *Vicia sativa* cv. Barril, *Raphanus sativus* cv. Brutus, *Lolium multiflorum* cv. INIA Cetus y *Avena strigosa* cv. Calprose Azabache. La siembra de los cultivos de servicios fue durante la primera quincena de abril y la aplicación de herbicida para interrumpir su ciclo, entre fines de septiembre y principios de octubre. El cultivo de soja se sembró en diciembre, mediante siembra directa a 32cm de distancia entre hileras.

Producción de biomasa y aportes de C y N al suelo

La producción de biomasa aérea de los cultivos para servicios, se evaluó todos los años en primavera, previo a la aplicación del herbicida. La producción subterránea se estimó a partir de la partición R/T de cada cultivo de servicio evaluada a campo en el año 2014. Todos los años se determinó el rendimiento del cultivo de soja y fueron utilizados para estimar la biomasa aérea y la subterránea considerando un índice de cosecha de 0,45 y una partición raíz/tallo de 0,1. Todas las muestras de biomasa se secaron en estufa a 60°C y fueron analizadas con un espectrómetro de masa acoplado a un autoanalizador Elemental Analyzer en la universidad de DUKE en USA para estimar los contenidos de C, N y $\delta^{13}C$. Estas mediciones permitieron caracterizar las entradas de biomasa al suelo que se detallan en la Tabla 1.

Estimación de la descomposición y humificación de la MOP y la MOAM

Para evaluar el cambio que genera cada rotación en la señal isotópica del C en la MOP y en la MOAM se tomaron muestras de suelo en el momento inicial y final del experimento. En cada parcela, se tomaron 8 muestras con un barreno de 2,2 cm de diámetro en las profundidades de 0-5 y 5-15. Las muestras fueron agrupadas en pares para estimar densidad aparente y dado que no existieron diferencias significativas no fue necesario corregir por masa constante. El fraccionamiento físico de la MOS se realizó con el método descripto por Cambardella & Elliot (1992) y en las fracciones MOP y MOAM se midió el %C y %N y la abundancia relativa de ^{13}C con un espectrómetro de masa Finnigan MAT Delta Plus XL, acoplado a un autoanalizador Elemental Analyzer (Carlo Erba Instruments Inc.) en la universidad de DUKE en USA.

Para estimar los flujos de entrada y de salida del COS en las distintas rotaciones se utilizó el método de dilución isotópica (Desjardins *et al*., 1994). Debido a que todos los cultivos sembrados en las rotaciones y las malezas presentes en los periodos de barbecho fueron especies con metabolismo fotosintético C_3, el valor de $\delta^{13}C$ del campo natural tiende a disminuir a medida que ingresa C de los cultivos. Este cambio que se genera en la $\delta^{13}C$ del C de la MOP y de la MOAM permite estimar el $\%C\text{-}MOP_{nuevo}$ y $\%C\text{-}MOAM_{nuevo}$ (i.e. que fueron formados a partir de los aportes de la rotación), el $\%C\text{-}MOAM_{mop}$ (i.e. que fue formado a partir de la MOP) y $\%C\text{-}MOP_{viejo}$ y $\%C\text{-}MOAM_{viejo}$ (i.e. que fue formado previo a la instalación del experimento, a partir de los aportes del campo natural) utilizando las siguientes ecuaciones:

a) $\%C\text{-}MOS_{nuevo} = (\delta^{13}C\text{-}MOS_{final} - \delta^{13}C\text{-}MOS_{inicial})/ (\delta^{13}C_{aportes} - \delta^{13}C\text{-}MOS_{inicial})*100$

b) $\%C\text{-}MOP_{nuevo} = (\delta^{13}C\text{-}MOP_{final} - \delta^{13}C\text{-}MOP_{inicial})/ (\delta^{13}C_{aportes} - \delta^{13}C\text{-}MOP_{inicial})*100$

c) $C\text{-}MOAM_{nuevo}\ (Tn\ ha^{-1}) = C\text{-}MOS_{nuevo} - C\text{-}MOP_{nuevo}$

d) $C\text{-}MOAM_{mop}\ (Tn\ ha^{-1}) = [C\text{-}MOAM_{nuevo}*(\delta^{13}C\text{-}MOAM_{inicial} - \delta^{13}C_{aportes}) + C\text{-}MOAM_{final}*(\delta^{13}C\text{-}MOAM_{final} - \delta^{13}C\text{-}MOAM_{inicial})]/(\delta^{13}C\text{-}MOP - \delta^{13}C\text{-}MOAM_{inicial})$

donde $\delta^{13}C\text{-}MOS_{inicial}$, $\delta^{13}C\text{-}MOP_{inicial}$ y $\delta^{13}C\text{-}MOAM_{inicial}$ corresponden a la $\delta^{13}C$ que presentaba el C-MOS, C-MOP y C-MOAM en el momento inicial del experimento; $\delta^{13}C\text{-}MOS_{final}$, $\delta^{13}C\text{-}MOP_{final}$ y $\delta^{13}C\text{-}MOAM_{final}$ corresponden a la $\delta^{13}C$ que presentaban al final del experimento (luego de las rotaciones de 3 años de duración) y $\delta^{13}C_{aportes}$ corresponde a la $\delta^{13}C$ de los aportes totales de biomasa que recibió el suelo en cada rotación (Balesdent, 1987; Piñeiro *et al*. 2012).

Tabla 1- Caracterización de las entradas de biomasa y de C al suelo que recibió cada una de las rotaciones del cultivo de soja con cultivos de servicios o con presencia de barbecho invernal (testigo). Para cada rotación se muestra el promedio y el desvío estándar de los aportes de C durante los 3 años realizados desde la biomasa aérea o subterránea producida por los cultivos de servicios y por la soja. En el caso del testigo, la biomasa de cultivos de servicios corresponde a la de las malezas que crecieron durante el periodo de barbecho. Los aportes totales corresponden a la suma de todos los aportes de C que recibió el suelo durante los 3 años, su relación C/N y $\delta^{13}C$.

	A. strigosa	***L. multiflorum***	***R. sativus***	***T. alexandrinum***	***V. sativa***	**Testigo**
Cultivos de servicios						
Biomasa aérea						
Tn biomasa $ha^{-1}año^{-1}$	6,37±3,58	4,66±1,46	5,34±3,11	3,30±0,66	3,16±0,30	2,17±0,43
Tn C $ha^{-1}año^{-1}$	2,98±1,67	1,88±0,59	2,40±1,40	1,55±0,31	1,40±0,13	0,96±0,19
C/N	47,2	34,51	38,83	15,31	11,32	39,81
Biomasa subterránea						
Tn biomasa $ha^{-1}año^{-1}$	0,91±0,51	0,59±0,19	1,11±0,64	0,53±0,11	0,51±0,05	0,37±0,07
Tn C $ha^{-1}año^{-1}$	0,44±0,24	0,27±0,08	0,50±0,29	0,20±0,04	0,23±0,02	0,17±0,03
C/N	52,44	37,78	41,82	13,2	20,81	43,35
Cultivo de soja						
Rendimiento						
Tn $ha^{-1}año^{-1}$	2,48±0,31	2,62±0,29	2,34±0,44	2,46±0,51	2,56±0,34	2,20±0,55
Aportes Totales						
Tn C ha^{-1}	15,77 ± 3,56	12,21 ± 0,70	14,12 ± 2,07	11,23 ± 1,06	10,16 ± 0,30	8,08 ± 0,86
C/N	25,29	19,79	22,90	14,15	12,75	18,14
$\delta^{13}C$	-28,27	-28,59	-28,28	-28,52	-28,25	-27,90

Análisis estadísticos

Los efectos de las distintas rotaciones en los contenidos de C en la MOP y en la MOAM se evaluaron mediante el análisis de la varianza (ANOVA) utilizando el programa InfoStat. La comparación post hoc de las medias se realizó mediante la prueba LSD de Fisher (α=0,05). Se compararon tanto los contenidos totales de C en ambas fracciones como los contenidos de C-MOP$_{nuevo}$, C-MOP$_{viejo}$, C-MOAM$_{nuevo}$, C-MOAM$_{mop}$ y C-MOAM$_{viejo}$ que presentó cada rotación al final del experimento.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Luego de tres años de sembrar los distintos cultivos de servicios los contenidos de C-MOP en los primeros 15 cm de profundidad disminuyeron en todas las rotaciones, en comparación al campo natural o al momento inicial del experimento (Figura 1). En el tratamiento testigo el contenido de C-MOP fue menor que en el resto de las rotaciones (2,75±0,14 Tn C-MOP ha^{-1} en la profundidad 0-15), pero presentó diferencias significativas sólo con *A. strigosa* (3,93±0,58 Tn C-MOP ha^{-1} en la profundidad 0-15) (Figura 1). Las diferencias en el C-MOP estuvieron dadas principalmente por las diferencias en el C-MOP$_{viejo}$ ya que no se encontraron diferencias significativas en el C-MOP$_{nuevo}$ (p=0,41). En este sentido, las distintas rotaciones formaron en promedio 1,11±0,28 Tn C-MOP$_{nuevo}$ ha^{-1}. En cambio, el C-MOP$_{viejo}$ en los primeros 15 cm fue mayor en la rotación de *A. strigosa* (2,55±0,37 Tn ha^{-1}), la cual presentó una menor descomposición del C-MOP$_{viejo}$ que el testigo y la rotación con *T. alexandrinum*. Esto sugiere que tanto la ausencia de aportes en los periodos de barbechos como el aporte de biomasa con una baja relación C/N podría estimular la descomposición de la MOP y conducir a menores contenidos de C-MOP (Figura 1).

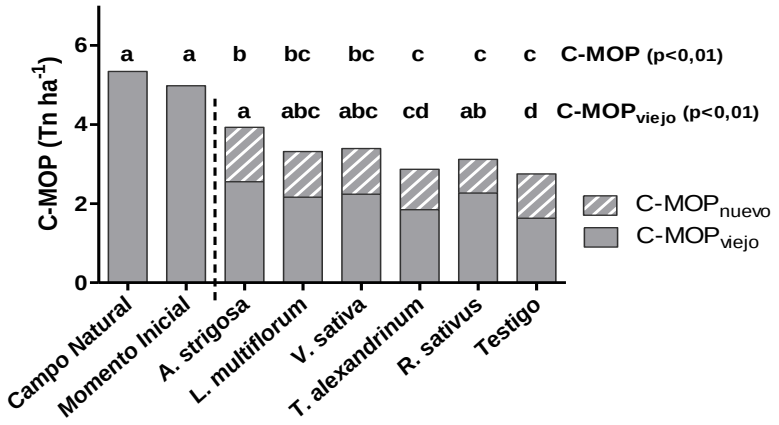


Figura 1 – Carbono en la fracción MOP acumulado en los primeros 15 cm de profundidad del suelo (Tn C ha^{-1}). Las barras lisas muestran el C-MOP$_{viejo}$ (C formado previo a la instalación del experimento) y las barras ralladas el C-MOP$_{nuevo}$ (C formado a partir de los cultivos presentes en la rotación). Las letras distintas muestran diferencias significativas en los contenidos de C presentes en el campo natural, en el momento inicial y en las distintas rotaciones de soja con cultivos de servicios o barbecho invernal (testigo) luego de 3 años. Las profundidades 0-5 y 5-15 se muestran acumuladas en la profundidad 0-15 porque reflejan las mismas tendencias. No se encontraron diferencias significativas para la C-MOP$_{nuevo}$.

Con respecto a la MOAM, todas las rotaciones lograron mantener contenidos similares de C-MOAM en los primeros 15 cm de profundidad con respecto al momento inicial, e incluso en las rotaciones con leguminosas los contenidos de C-MOAM aumentaron, llegando a valores similares a los del campo natural (Figura 2). El tratamiento testigo presentó el menor contenido de C-MOAM (27,17±1,52 Tn ha^{-1}), principalmente debido a su menor contenido de C-MOAM$_{viejo}$. Las dos leguminosas en cambio, fueron las especies que presentaron los valores más altos de C-MOAM, debido a sus altos valores de C-MOAM$_{viejo}$ (en promedio 27,2±2,53 Tn ha^{-1} de C-MOAM$_{viejo}$), que fueron significativamente mayores al testigo (23,63±1,58 Tn C-MOAM$_{viejo}$ ha^{-1}), generando una diferencia de casi 4 toneladas de C-MOAM$_{viejo}$ entre estos tratamientos. A su vez, el C-MOAM$_{mop}$ también fue mayor en las leguminosas (1,69±0,55 Tn C-MOAM$_{mop}$ ha^{-1} en promedio), sugiriendo un mayor pasaje de C desde la MOP hacia la MOAM. Las gramíneas en cambio, presentaron los menores valores de C-MOAM$_{mop}$, siendo *A. strigosa* la que mostro los valores más bajos (1,08±0,14 Tn C-MOAM$_{mop}$ ha^{-1}). Por otro lado, el contenido de C-MOAM$_{nuevo}$ tendió a ser mayor en las gramíneas, especialmente en *A.*

strigosa (2,53±0,23 Tn C-MOAM$_{nuevo}$ ha^{-1}) que resultó ser significativamente mayor al de *T. alexandrinum y R. sativus* (1,78±0,79 y 1,80±0,21 Tn C-MOAM$_{nuevo}$ ha^{-1}, respectivamente). Es decir que los cultivos de servicios de las gramíneas aumentan el ciclado de C en la MOAM, dado que estimulan su descomposición, pero luego logran formar una buena cantidad de C-MOAM$_{nuevo}$ (Figura 2).

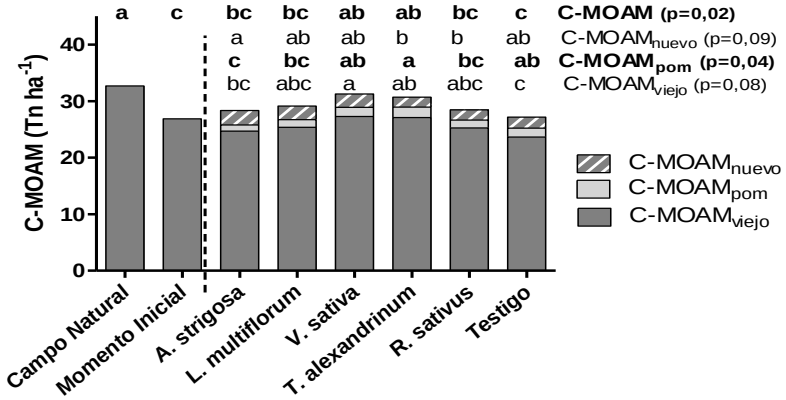


Figura 2 – Carbono en la fracción MOAM acumulado en los primeros 15 cm de profundidad del suelo (Tn C ha^{-1}). Las barras lisas de color gris oscuro muestran el C-MOAM$_{viejo}$ (C formado previo a la instalación del experimento); las barras lisas de color gris claro muestran el C-MOAM$_{mop}$ (C formado a partir de la MOP vieja y nueva) y las barras ralladas el C-MOAM$_{nuevo}$ (C formado a partir de los cultivos presentes en la rotación). Las letras distintas muestran diferencias significativas o marginalmente significativas en C-MOAM$_{nuevo}$ (p=0,09) y C-MOAM (p=0,08) en los contenidos de C presentes en el campo natural, en el momento inicial y en las distintas rotaciones de soja con cultivos de servicios o barbecho invernal (testigo) luego de 3 años. Las profundidades 0-5 y 5-15 se muestran acumuladas en la profundidad 0-15 porque reflejan las mismas tendencias.

Nuestros resultados dan lugar al planteo de nuevas hipótesis para explicar los resultados contradictorios reportados en la bibliografía sobre el efecto de los cultivos de servicios sobre la MOS. En general, las revisiones muestran que los cultivos de servicios aumentan la MOS en el largo plazo y sugieren que la ausencia de efecto o la pérdida de MOS se debe a que los experimentos se necesitan continuar por más tiempo (Poeplau & Don, 2015; Alvarez *et al*., 2017). Sin embargo, es importante considerar que para que el efecto sobre la MOS sea positivo es necesario garantizar que las entradas dadas por la humificación superen a la descomposición de la MOS. En nuestro experimento, esto sólo ocurrió con cultivos de servicios de leguminosas. Pero, dado que las características de los cultivos de servicios que influyen en la descomposición y en la humificación del C de cada fracción de la MOS son muy diferentes es necesario considerar los cambios en cada fracción. Por ejemplo, la disminución en la MOS tras la inclusión de cultivos de servicios de leguminosas observada por Plaza-Bonilla *et al*. (2016) podría deberse a una disminución en la MOP por un efecto de priming por N que estimula la descomposición de la MOP (Knorr, Frey & Curtis, 2005). En estos casos donde los cambios en la MOS sean explicados por los cambios en la MOP, sería necesario incluir cultivos de servicios con una alta C/N para evitar la descomposición de la MOP (Mathew *et al.*, 2017). Sin embargo, es probable que los cambios en la MOP sólo gobiernen los cambios en la MOS cuando la MOAM se encuentre saturada o la MOP represente una fracción grande de la MOS, como ocurre en suelo arenosos. Esto permitiría explicar las diferencias con los resultados encontrados por Ladoni *et al*. (2016). En este caso, los aportes con baja C/N aumentaron la MOS porque podrían estar reflejando los cambios en la MOAM. Bajo el supuesto de que la MOAM se encuentra lejos del estado de saturación, la estequiometría de los aportes de las leguminosas permitiría aumentar la eficiencia de los microorganismos del suelo y aumentar la humificación en la MOAM (Cotrufo *et al*. 2013; Castellano *et al*. 2012).

CONCLUSIONES

Luego de tres años de sembrar los distintos cultivos de servicios los contenidos de C-MOP disminuyeron en todas las rotaciones con respecto al momento inicial del experimento y el tratamiento testigo tuvo el menor contenido de C-MOP. Entre las rotaciones evaluadas, las que presentaron los mayores contenidos de C-MOP fueron *A. strigosa*, *L. multiflorum* y *V. sativa*. Los menores contenidos de C-MOP del tratamiento testigo y de la rotación con *T. alexandrinum* estuvieron explicados por un aumento en la descomposición de C-MOP$_{viejo}$ que podría deberse a la ausencia de aportes en el periodo de barbecho o un efecto *priming* de N (el cual fue observado en *T. alexandrinum* pero no en *V. sativa*). Por otra parte, todas las rotaciones mantuvieron contenidos similares de C-MOAM con respecto al momento inicial, y las

rotaciones con leguminosas aumentaron la C-MOAM, llegando a valores similares a los del campo natural previo a la instalación del experimento. Estos cambios en la MOAM se debieron tanto a cambios en la descomposición como en la humificación de la MOAM (entradas y salidas de C). Nuestros resultados siguieren que las gramíneas aumentan la descomposición de la MOAM pero también su humificación (por lo tanto aumentando su velocidad de ciclado), mientras que las leguminosas disminuyen la descomposición y aumentan la humificación de la MOAM en los rangos estudiados.

AGRADECIMIENTOS

A Ignacio Macedo por su colaboración en las evaluaciones del experimento y a las Empresas Agritec, Fertiprado y Wrighston Pas y Erro por la provisión de materiales.

BIBLIOGRAFÍA

- Alvarez, R, HS Steinbach & JL De Paepe. 2017. "Cover Crop Effects on Soils and Subsequent Crops in the Pampas: A Meta-Analysis" 170: 53–65.
- Balesdent, J. 1987. "The Turnover of Soil Organic Fractions Estimated by Radiocarbon Dating." The Science of the Total Environment 62: 405–8.
- Cambardella, CA & ET Elliot. 1992. "Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence." Soil Science Society of America Journal 56. National Soil Tilth Lab., 2150 Pammel Drive, Ames, IA 50011, USA: 777–83.
- Castellano, MJ, JP Kaye, H Lin & JP Schmidt. 2012. "Linking Carbon Saturation Concepts to Nitrogen Saturation and Retention." Ecosystems 15: 175–87.
- Cotrufo, MF, MD Wallenstein, CM Boot, K Denef & E Paul. 2013. "The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) Framework Integrates Plant Litter Decomposition with Soil Organic Matter Stabilization: Do Labile Plant Inputs Form Stable Soil Organic Matter?" Global Change Biology 19: 988–95.
- Desjardins, T, F Andreux, B Volkoff & CC Cerri. 1994. "Organic Carbon and 13C Contents in Soils and Soil Size-Fractions, and Their Changes due to Deforestation and Pasture Installation in Eastern Amazonia." Geoderma 61. Centre de Pédologie Biologique du C.N.R.S., UPR 6831 du CNRS, associée à l'Université de Nancy I, B.P. 5, 54501 Vandœuvre-lès-Nancy Cedex, France: 103–18.
- Enriquez, S & CM Duarte. 1993. "Patterns in Decomposition Rates among Photosynthetic Organisms: The Importance of Detritus C:N:P Content." Oecología 94: 457–71.
- Fontaine, S, A Mariotti & L Abbadie. 2003. "The Priming Effect of Organic Matter: A Question of Microbial Competition?" Soil Biology and Biochemistry 35: 837–43.
- Kirkby, CA, AE Richardson, LJ Wade, GD Batten, C Blanchard & JA Kirkegaard. 2013. "Carbon-Nutrient Stoichiometry to Increase Soil Carbon Sequestration." Soil Biology and Biochemistry 60. Elsevier Ltd: 77–86.
- Knorr, M, SD Frey & PS Curtis. 2005. "Nitrogen Additions and Litter Decomposition: A Meta Analysys." Ecology 86: 3252–57.
- Kuzyakov, Y, JK Friedel & K Stahr. 2000. "Review of Mechanisms and Quantification of Priming Effects." Soil Biology and Biochemistry 32: 1485–98.
- Ladoni, M, A Basir, PG Robertson & AN Kravchenko. 2016. "Scaling-up: Cover Crops Differentially Influence Soil Carbon in Agricultural Fields with Diverse Topography." Agriculture, Ecosystems and Environment 225: 93–103.
- Mathew, I, H Shimelis, M Mutema & V Chaplot. 2017. "What Crop Type for Atmospheric Carbon Sequestration: Results from a Global Data Analysis." Agriculture, Ecosystems and Environment 243: 34–46.
- Melillo, JM, JD Aber & JF Muratore. 1982. "Nitrogen and Lignin Control of Hardwood Leaf Litter Decomposition Dynamics." Ecology 63: 621–26.
- Piñeiro, G, S Mazzilli, P Eclesia, EG Jobbagy, MG Rizzoto & RB Jackson. 2012. "Estimating Carbon Fluxes Simultaneously in Two Soil Fractions Using 13C Changes after Vegetation Replacements." In 8th International Conference on Applications of Stable Isotopes Techniques to Cological Studies (ISOECOL). Brest.
- Plaza-Bonilla, D, JM Nolot, S Passot, D Raffaillac & E Justes. 2016. "Grain Legume-Based Rotations Managed under Conventional Tillage Need Cover Crops to Mitigate Soil Organic Matter Losses." Soil and Tillage Research 156: 33–43.
- Poeplau, C & A Don. 2015. "Carbon Sequestration in Agricultural Soils via Cultivation of Cover Crops – A Meta-Analysis." Agriculture, Ecosystems and Environment 200:33–41.
- Taylor, BR, D Parkinson & WFJ Parsons. 1989. "Nitrogen and Lignin Content as Predictors of Litter Decay Rates: A Microcosm Test." Ecological Society of America 70: 97–104.

C4P107. CONTROL DE EROSION HIDRICA CON TERRAZAS A NIVEL DE CUENCA EN LA PROVINCIA DE ENTRE RÍOS

Pioto, Angel C.[1] y Gvozdenovich, Jorge J.[1,2]

[1]INTA EEA Paraná - [2]Facultad de Ciencias Agropecuarias UNER. Oro Verde. Entre Ríos. Ruta 11 km 12.5. gvozdenovich.jorg@inta.gob.ar

RESUMEN

En Entre Ríos la erosión hídrica es el principal factor de degradación de las tierras productivas y es necesario observar y medir estos cambios a nivel de lote y cuenca, ya que el impacto que genera la producción de sedimentos y escurrimiento causan daños y perjuicios no sólo a la productividad sino también a la infraestructura pública. El objetivo de este trabajo fue cuantificar la superficie ocupada con terrazas a nivel de cuencas en la provincia de Entre Ríos y relacionarlo con las zonas de mayor riesgo de erosión. Para ello se realizó un relevamiento de todos los lotes sistematizados con el uso de sistemas de información geográfica, adicionándole luego la capa de cuencas hidrográficas y así poder cuantificar la superficie sistematizada. Las estimaciones de pérdida de suelo se realizaron para las condiciones climáticas, suelos, manejo y topografía de la región. Los resultados muestran que la superficie total sistematizada en Entre Ríos fue de aproximadamente 601.000 ha y la cuenca Arroyo Las Conchas es la que presenta mayor superficie con terrazas (49%). A través del modelo USLE RUSLE Argentina se estimó que con la incorporación de terrazas de evacuación y cultivos de cobertura, las pérdida de suelo disminuyeron más del 70 %. Se concluye que el 36 % de la superficie agrícola provincial terrazas para controlar la erosión hídrica y a nivel de cuencas, solo Arroyo Las Conchas se aproxima al 50 % de su superficie sistematizada, mientras que para el resto este valor está muy por debajo. El mayor control de erosión se da en suelos con erosión actual severa y moderada, quedando gran parte de la superficie agrícola de las cuencas sin tecnológicas de control de erosión. La implementación de medidas sencillas como son las terrazas de evacuación y la incorporación de cultivos de cobertura disminuyen la perdida de suelo.

Palabras claves: conservación, suelo, cuencas

INTRODUCCIÓN

El conocimiento y evaluación de las distintas unidades de suelos son herramientas para lograr una visión de las posibilidades económicas que nos brinda la naturaleza, al ser los suelos el asiento de la producción agropecuaria. El uso de la tierra por el hombre siempre origina cambios, de signo negativo si no se aplican prácticas conservacionistas para la cubierta vegetal y el suelo; al alterarse las condiciones en que se desenvuelven los procesos naturales y se generan fenómenos que perturban aún más el ambiente (Yapur, 2010).

Estos cambios son necesarios observarlos y medirlos en el campo del productor (Scotta *et al*., 1991; Becker *et al.*, 2006; Marelli & Arce, 2006; Irurtia *et al*., 2007; Gvozdenovich *et al.,* 2015), pero también a nivel de cuenca (Santanatoglia *et al*., 1996; Amore *et al.*, 2004; Ares *et al*., 2014; Gvozdenovich *et al.*, 2018), ya que el impacto que genera la producción de sedimentos y escurrimiento causan daños y perjuicios no sólo a la productividad sino también a la infraestructura pública y privada, caminos, alcantarillas, poblaciones urbanas, entre otros.

En la provincia de Entre Ríos la erosión hídrica es el principal factor de degradación de las tierras productivas. Numerosos estudios realizados a nivel de lote evidencian la merma en la productividad en el rendimiento (Scotta & Gvozdenovich, 2012; Reyes *et al*., 2013; Walsser *et al.,* 2013) y dan cuenta de la necesidad de contar con tecnologías de control de erosión, como son las terrazas de evacuación de excedentes hídricos (Scotta *et al* 1989; Gvozdenovich & Barbagelata, 2015).

La provincia es susceptible a la erosión en algún grado en el 57 % de su superficie, esto significa que 4.452.884 ha pueden erosionarse y por lo tanto deben ser manejadas teniendo en cuenta esa limitante, donde el 15% corresponde a erosión moderada y severa (o grave) y el 35% a erosión leve. Los procesos erosivos se manifiestan con mayor intensidad en la mitad occidental, en el extremo SO de la provincia y en parte del sector SE. Los departamentos afectados con mayor grado son Diamante, Paraná, Nogoyá, Victoria y Uruguay. Para atenuar la degradación de suelos por erosión hídrica, se debe implementar tecnologías como la sistematización de tierras para el control de la erosión hídrica (Sasal *et al.,* 2015).

Pioto y Gvozdenovich (2016), relevaron la superficie sistematizada por departamento, concluyendo que el 21 % de la superficie agrícola presentaba control de erosión con terrazas, aproximadamente 419.000 ha a nivel provincial. Si bien esta información es valiosa, no nos indica que relación que existe con las zonas de mayor riesgo de erosión y como es su distribución a nivel de cuencas hidrográficas.

Una estimación más ajustada de la realidad productiva debe considerar al sistema completo de erosión (sedimentación y escurrimiento) a nivel de cuenca (Foster, 1982). Esto implica realizar un enfoque integrado del manejo de estas tecnologías, lo que permitiría encauzar esfuerzos.

Por tal motivo, debido a la importancia de la región en el aspecto social, económico y ambiental, el objetivo de este trabajo fue cuantificar la superficie ocupada con terrazas a nivel de cuencas en la provincia de Entre Ríos y relacionarlo con las zonas de mayor susceptibilidad o riesgo de erosión.

MATERIALES Y MÉTODOS

El presente trabajo se realizó en la Estación Experimental Agropecuaria Paraná del INTA. El mismo consistió realizar un relevamiento de todos los lotes sistematizados en la provincia de Entre Ríos, con el uso del programa Google Earth Pro (versión libre), en el cual se dibujó el contorno de cada uno de los lotes con terrazas, para luego obtener dicha información en forma digital.

La estimación de la superficie sistematizada fue procesada en el Sistema de Información Geográfica, aplicación QGIS 3.0.0 (Girona), realizando un proceso de poligonización (archivo KML, vectorial, herramientas de geometrías y el paso de líneas a polígonos) y mediante algoritmos matemáticos se calculó la superficie ocupada con terrazas en la provincia.

Luego se le adicionó la capa de cuencas, obtenida de la Dirección de Hidráulica de Entre Ríos (http://www.hidraulica.gob.ar/cuencas.php), realizando un proceso de superposición, para de esta manera poder cuantificar la superficie sistematizada en las cuencas: Arroyo Feliciano (820362 ha), Aportes al Ríos Paraná (620489 ha), Arroyo Las Conchas (215674 ha), Arroyo Nogoyá (388512 ha), Río Guayquiraró (194218 ha), Río Mocoretá (160595 ha), Aportes al Río Uruguay (1008020 ha), Río Gualeguay (2154850 ha) y Río Gualeguaychú (698194 ha).

Se utilizó el software USLE RUSLE Argentina (Gvozdenovich *et al.*, 2015), para realizar estimaciones de pérdida de suelo, utilizando los valores pre-calculados en el modelo para clima, suelo, topografía, prácticas y manejo de cultivos. Las simulaciones se realizaron en la cuenca Arroyo Las Conchas, donde se simuló la perdida de suelo para un clima del departamento Paraná, topografía promedio de la cuenca, suelo Argiudol ácuico, rotación Maíz–Soja–Trigo/Soja–Soja, siembra directa y sin terrazas y se lo comparó con un sistema que agregó cultivo de cobertura/Maíz y sistematización.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como resultado de este trabajo, se obtuvo que de la superficie total agrícola en Entre Ríos hasta enero de 2018, aproximadamente 601.000 ha se encuentran sistematizadas (36 %). Este valor no tiene en cuenta la superficie de ejidos, ríos e islas, bosques nativos y selvas ribereñas, forestales y ganadería.

Los departamentos Nogoyá, Victoria, Paraná, Gualeguay y Diamante son los que tienen más del 40 % de su superficie agrícola con terrazas. Coincidiendo con las zonas donde se manifiestan con mayor intensidad los procesos erosivos, según lo informado por Sasal *et al.* (2015). En los departamentos Uruguay y La Paz la superficie agrícola sistematizada fue del 38 y 36 %, respectivamente, mientras que el resto de los departamentos no superan el 25 % (Tabla 1).

Tabla 1: Porcentaje sistematizado por departamento en Entre Ríos.

Departamento	% Sistematizado en Entre Ríos en superficie agrícola
Nogoyá	52%
Victoria	49%
Paraná	48%
Gualeguay	45%
Diamante	42%
Uruguay	38%
La Paz	36%
Tala	24%
Villaguay	19%
Gualeguaychú	17%
Concordia	15%
San Salvador	12%
Colon	11%
Federación	5%
Federal	4%
Feliciano	2%

Al realizar el análisis de la superficie sistematizada con un enfoque más global, a nivel de cuencas (Figura 1), se observa claramente que la cuenca Arroyo Las Conchas, es la que presenta mayor superficie total sistematizada, 49% (Figura 1a), relacionado a su mayor uso agrícola histórico. En la figura 2b, se observa que las cuencas Aportes al Río Paraná, Arroyo Nogoyá y Río Gualeguaychú, presentan 29, 21 y 12 %, respectivamente, de su superficie con terrazas. Las restantes cuencas no superan el 10 % (Río Gualeguay 7%, Aportes al Río Uruguay 5 %, Arroyo Feliciano 4%, Río Guayquiraró 1% y Río Mocoretá 0%), asociadas a su menor uso agrícola.

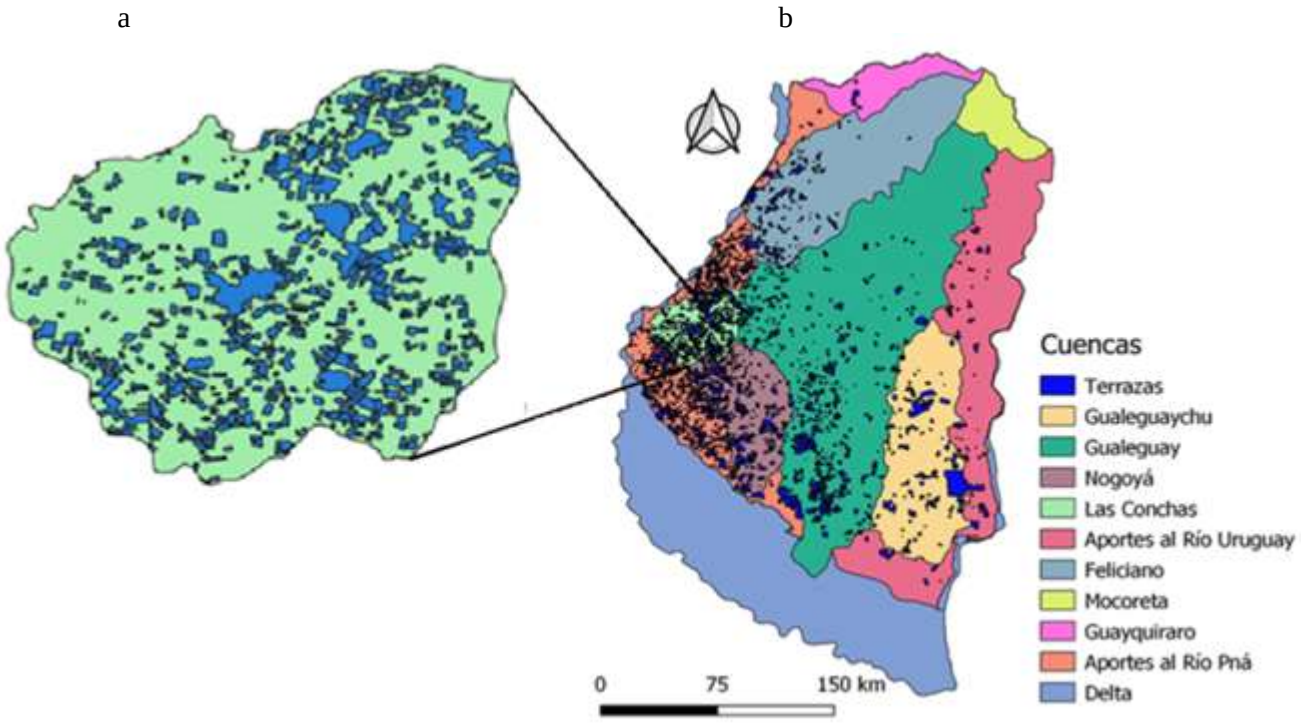


Figura 1: **a**- Distribución de lotes sistematizados en la Cuenca Arroyo Las Conchas. **b**- Mapa de cuencas hidrográficas (delimitado con línea negra) y la distribución de lotes sistematizados (color azul) de la provincia de Entre Ríos.

Siguiendo con el análisis de la cuenca Arroyo las Conchas, en la figura 2a se presenta la relación que existe entre el control de la erosión hídrica con terrazas y el grado de erosión actual de la misma. Donde se observa que el mayor

porcentaje de sistematización de los suelos se encuentran en las zonas de erosión moderada y severa (color naranja y rojo), y en menor medida en donde encontramos zonas de erosión leve (color amarillo). De las 215.674 ha de la cuenca, más de 105.000 ha se encuentran sistematizadas, lo que supone que se reducen las pérdidas de suelo en Tn ha^{-1} $año^{-1}$ a más de la mitad sino contáramos con esta tecnología (terrazas, cultivo de cobertura y rotación).

Para el sistema propuesto (clima de Paraná, suelo Argiudol ácuico, rotación Maíz–Soja–Trigo/Soja–Soja, siembra directa y sin terrazas), el modelo USLE RUSLE Argentina, estima una pérdida de suelo de 15 Tn ha^{-1} $año^{-1}$, superando ampliamente el valor de tolerancia para la zona (7 Tn ha^{-1} $año^{-1}$). Mientras que con la incorporación de terrazas de evacuación y cultivos de cobertura/Maíz en la rotación, la pérdida de suelo disminuye más del 70 % (4,2 Tn ha^{-1} $año^{-1}$), además de disminuir la perdida de agua por escorrentía.

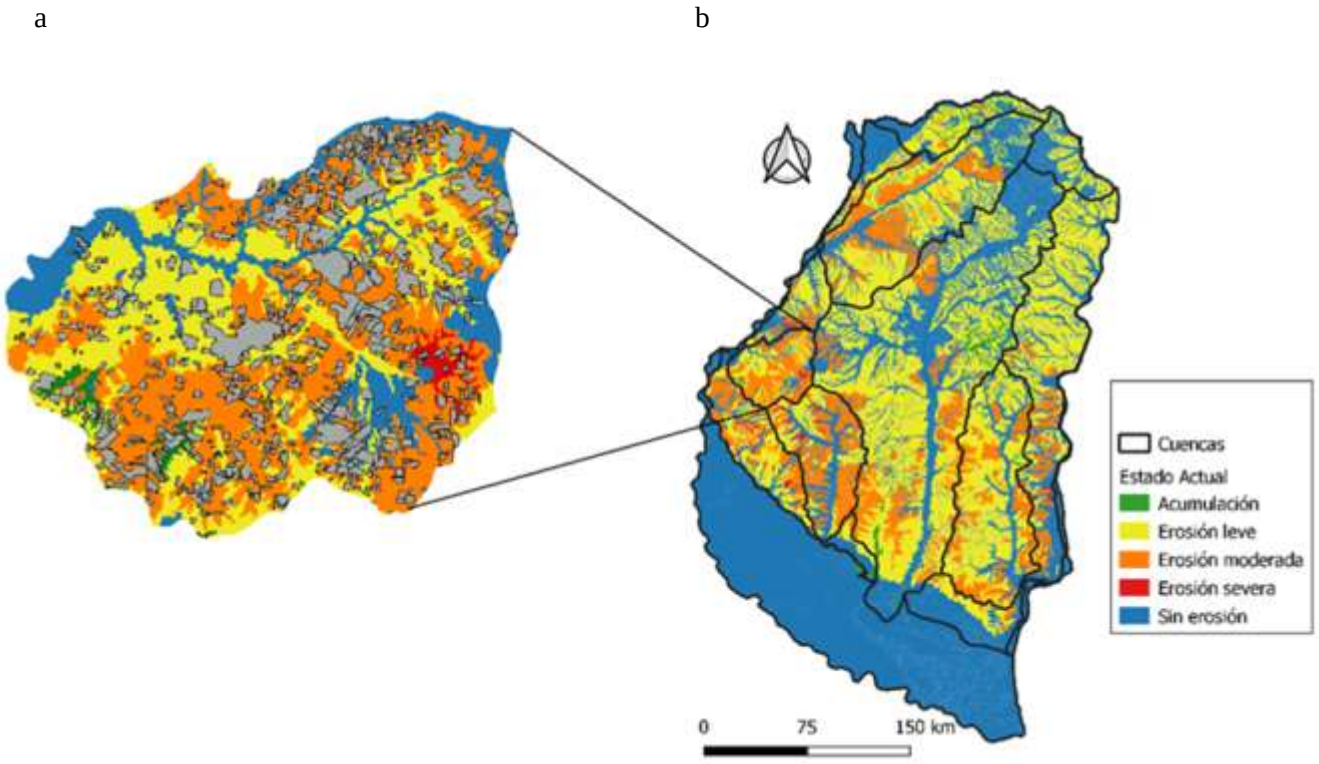


Figura 2: **a**- Distribución de lotes sistematizados sobre el mapa de erosión actual en la Cuenca Arroyo Las Conchas. **b**- Mapa de erosión actual y cuencas hidrográficas de la provincia de Entre Ríos.

CONCLUSIONES

La provincia de Entre Ríos cuenta con el 36 % de su superficie agrícola con terrazas para controlar la erosión hídrica, siendo los departamentos de la costa del Río Paraná los que presentan mayor control. A nivel de cuencas, solo Arroyo Las Conchas se aproxima al 50 % de su superficie sistematizada, mientras que para el resto de las cuencas este valor está muy por debajo. El mayor control de erosión se da en suelos con erosión actual severa y moderada, quedando gran parte de la superficie agrícola de la cuenca sin tecnológicas de control de erosión. La implementación de medidas sencillas como son las terrazas de evacuación y la incorporación de cultivos de cobertura, disminuyen la perdida de suelo en un 72 %.

BIBLIOGRAFÍA

- Amore E; C Modica; MA Nearing & VC Santoro. 2004. Scale effect in USLE and WEPP application for soil erosion computation from three Sicilian basins. Journal of Hydrology, 293(1): 100-114.
- Ares, MG; M Varni y CI Chagas. 2014. Erosión Hídrica En Una Microcuenca Agrícola Bajo Siembra Directa Del Centro De La Provincia De Buenos Aires. Ciencia del Suelo, 32(2), 259-270.
- Becker, AR; E Díaz; MP Cantú; C Meyers & C Cholaky. 2006. Aplicación del modelo WEPP en la predicción de erosión hídrica en el Suroeste de Córdoba, Argentina. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.CD. 5 pp.
- Foster, GR. 1982. Modeling the erosion process. In Hydrologic Modeling of Small Watersheds, ed. C.T. Haan, 297-360. ASAE Monograph No. 5. St. Joseph, MI: ASAE.
- Gvozdenovich, JJ; A Pioto & O Paparotti. 2015. Variación del rendimiento del cultivo de soja debido a la erosión hídrica en Entre Ríos. INTA EEA Paraná. Serie Extensión Digital Nº 76:01-108– Actualización Técnica Soja. Año 2015 Pp 45-49.
- Gvozdenovich, JJ & P Barbagelata. 2015. Estimación de la pérdida de suelo en el cultivo de soja por erosión hídrica utilizando el Software INTA USLE/RUSLE. INTA EEA Paraná. Serie Extensión Digital Nº 76:01-108– Actualización Técnica Soja. Año 2015
- Gvozdenovich J; P Barbagelata & G López. 2015. Erosión Hídrica - USLE/RUSLE Argentina - INTA EEA Paraná. Software, Versión 2.0. URL: http://www.inta.gob.ar/parana.
- Gvozdenovich, JJ; J Oszust J; P Barbagelata & M Pérez Bidegain. 2018. Escurrimiento y producción de sedimentos en una pequeña cuenca agrícola aforada de Entre Ríos, Argentina: Aplicación del modelo WEPP. Ciencia del Suelo "en prensa".
- Irurtia, C; G Cruzate & F Gaspari. 2007. Aplicación de la USLE en la provincia de Buenos Aires para establecer tasas de erosión hídrica. Instituto Nacional de Suelos del INTA y Universidad Nacional de La Plata.
- Marelli, H y J Arce. 2006. Conservación sustentable del suelo y el agua. INTA EEA Marcos Juárez. Córdoba. Información para Extensión Nº 99. ISSN 0327-697X.
- Pioto, A & J Gvozdenovich. 2016. Superficie total sistematizada en la provincia de Entre Ríos. Autores: Revista institucional del Colegio de Profesionales de la Agronomía de Entre Ríos. Nº 48 septiembre 2016.
- Reyes JI; JJ Gvozdenovich & O Paparotti. 2013. Evaluación del rendimiento de trigo en diferentes sitios de terrazas sembrables en un lote sistematizado. Modalidad Póster. Publicado en: Jornada Argentina de Conservación de Suelos.
- Santanatoglia, OJ; CI Chagas & EA Rienzi. 1996. Características de los sedimentos producidos por erosión hídrica en una microcuenca del arroyo del Tala (Provincia de Buenos Aires-Argentina). Ciencia del Suelo, 14(1), 42-46.
- Sasal MC; MG Wilson; DJ Bedendo & GA Schulz. 2015. Provincia de Entre Ríos. En: "El deterioro del suelo y del ambiente en la Argentina", tomo 2, parte 7: Erosión y degradación de suelos, pp. 111-120. R. Casas & G. Albarracín, editores. Centro para la Promoción de la Conservación del Suelo y el Agua (PROSA). Fundación para la Educación, la Ciencia y la Cultura (FECIC). B. Aires. ISBN: 9789509149403.
- Scotta, ES; R Gogo & D Herrera. 1991. Rendimiento de soja con y sin terrazas. En jornada de información técnica para productores. INTA EEA Paraná. Pp 8-9.
- Scotta, ES. 2012. Historia resumida de la conservación de suelos en Entre Ríos hasta el 2012. Publicación de difusión. 7 pag.
- Scotta, E & JJ Gvozdenovich. 2012 Rendimiento de maíz con y sin terrazas en Gualeguaychú. Jornada de actualización técnica en sorgo, maíz y girasol. Oro Verde. Entre Ríos. ISBN 978-950698292-8.
- Scotta, E; L Nani; A Conde; A Rojas; H Castañeira & O Paparotti. 1989. Manual de sistematización de Tierras para control de erosión hídrica y aguas superficiales excedentes (Segunda edición corregida y aumentada). INTA EEA Paraná. Serie Didáctica Nº 17. 56 p.
- Walsser FS; JJ Gvozdenovich; MC Sasal; O Paparotti; MG Wilson & NA Garciarena. 2013. Pérdidas de agua y suelo en el cultivo de maíz bajo labranza convencional y siembra directa. Modalidad Póster. Publicado en: Jornada Argentina de Conservación de Suelos.
- Yapur, SM. 2010. Determinación de la Erosión Hídrica Potencial de la Cuenca Inferior Del Río Bermejo. Salta-Jujuy. Tesina de Grado de IRN y MA. https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta-_erosionh_cirb_salta_jujuy.pdf

C4P108. MODIFICACIONES EN LA CALIDAD DEL SUELO EN PRODUCCIONES DE FRAMBUESA BAJO DIFERENTES MANEJOS

Prack McCormick, Bárbara P.[1-2-3]; Rodríguez, Hernán A. [1-2]; El Mujtar, Verónica A.[4]; Cardozo, Andrea[5]; Gagey, María C.[1-2] y Tittonell, Pablo A.[3-4]

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Lomas de Zamora.
[2]Instituto de Investigación sobre Producción Agropecuaria, Ambiente y Salud (IIPAS).
[3]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).
[4]Programa Nacional Recursos Naturales, Gestión Ambiental y Ecorregiones del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA).
[5]Agencia de Extensión Rural El Bolsón, INTA

b.mcprack@gmail.com

RESUMEN

La producción de frutas finas, entre ellas la frambuesa, es una de las actividades productivas más relevantes desarrolladas en la Comarca Andina, generando una alta proporción de puestos laborales y siendo en su mayor parte desarrollada por empresas familiares. Uno de los factores preponderantes que afecta a la productividad de este cultivo es la calidad del suelo. A pesar de la importancia de este cultivo para la región, hay poca información acerca de la influencia de las prácticas de cultivo y el manejo del suelo sobre su calidad tanto a nivel fisicoquímico como biológico. En este trabajo, se ensayaron plantaciones de Frambuesa (*Rubus idaeus* Var. Autumn Bliss) de productores de Camino de los Nogales, El Bolsón. El objetivo fue evaluar el efecto del manejo del suelo y la edad de la plantación, sobre la calidad del suelo. Como componentes físico-químicos de calidad se ensayó nitrógeno (Kjeldahl), carbono orgánico (Walkley-Black), fósforo (Bray & Kurtz), pH y CE en agua (1:2,5 suelo:agua), y como indicador biológico, respiración microbiana basal. Se evaluaron tres tipos de manejo: orgánico con aplicación de abono comercial (OAC), orgánico con aplicación de abono propio proveniente de vacas de tambo (OAT), no orgánico con eventual uso de rotovator en la entre-línea y fertilización (CNV). Dentro de cada grupo se evaluaron parcelas con diferente edad (1-17 años). Se tomó una muestra compuesta (5 submuestras, de 5 cm de diámetro por 10 cm de profundidad) de línea y una de entre-línea por cada una de las parcelas incluidas en el estudio. Un ANOVA de doble vía reveló que existen diferencias significativas debidas al sistema de manejo del suelo, sobre los niveles de N ($p<0,05$) y carbono orgánico ($p<0,05$), siendo estos mayores en las parcelas del grupo OAT que en las del CNV (Bonferroni CNV vs OAT $p<0,05$). No hubo diferencias significativas debidas al factor línea/entre-línea. Por otro lado, la edad de la plantación influyó sobre los niveles de P ($p<0,01$), CE ($p<0,05$) y respiración microbiana basal ($p<0,01$). Las plantaciones de mayor edad fueron las que mostraron mayores niveles de estas tres variables. Existe a su vez, una relación lineal entre los niveles de P y la respiración microbiana basal (regresión lineal, $r^2=0,6043$, $p<0,0001$). La calidad del suelo en la producción de frambuesa de la Var Autumn Bliss no solo depende del tipo de manejo del suelo sino también de la cantidad de años que se mantiene el cultivo. Esto último podría deberse a una estabilización de la comunidades microbianas del suelo.

Palabras claves: propiedades físico-químicas, respiración microbiana basal, abonos orgánicos

C4P109. CULTIVOS DE COBERTURA EN SANTIAGO DEL ESTERO: I. BIOMASA, EVAPOTRANSPIRACIÓN Y EFICIENCIA DE USO DEL AGUA

Prieto Angueira, Salvador [1y2]; Berton, M. Clara [3] y Ventura, Javier [4].

[1] INTA, EEA Santiago del Estero. Santiago del Estero. Jujuy 850. Santiago del Estero. Argentina. [2] Facultad de Agronomía y Agroindustrias, Universidad Nacional de Santiago del Estero. Avenida Belgrano (S) 1912. Santiago del Estero. Argentina. [3] INTA EEA Quimilí. Quimilí. R.P. N°6, Km. 9. [4] Asesor técnico de Monte Buey Agropecuaria S.R.L. prieto.salvador@inta.gob.ar

RESUMEN

En Santiago del Estero, la inclusión de cultivos de cobertura (CC) en los sistemas agrícolas contribuiría a su sustentabilidad. Sin embargo, debido a que en la región las precipitaciones se concentran durante el semestre cálido se desconoce si la realización de CC invernales sería exitosa ya que podrían tener limitaciones hídricas y por lo tanto baja producción de biomasa, o bien tener niveles de evapotranspiración (ETr) superiores al barbecho y por lo tanto disminuir el agua disponible para el cultivo posterior como el maíz. El objetivo del presente trabajo fue cuantificar la producción de materia seca aérea (MS), ETr y la eficiencia de uso del agua (EUA) de distintos CC. Se realizó un experimento en las campañas 2016 y 2017 en la localidad de Quimilí donde se evaluó el comportamiento de 6 CC: trigo ciclo corto (Tg-C), centeno de ciclo corto (Cen-C), trigo ciclo largo (Tg-L), triticale (Tt), vicia villosa (Vv) y trébol de olor blanco (Me) los cuales fueron secados en floración. Se determinó la MS, ETr y calculó EUA (MS/ETr). El comportamiento de los distintos CC varió entre campaña (interacción Campaña*CC significativa -p<0,0001- en todas las variables). Los cambios en la MS estuvieron asociado a: i) momento de secado, ii) contenido de agua útil a la siembra y iii) sensibilidad a heladas. Se encontraron diferencias significativas (p<0,05) en la ETr, siendo la misma superior en los CC de mayor ciclo (Vv y Me). Si bien existió interacción, la EUA fue significativamente (p<0,05) superior en los CC gramíneas. Estos resultados demuestran que es factible realizar CC en la región chaqueña semiárida de Santiago del Estero pero con una alta interacción en su comportamiento y por lo tanto producción de materia seca. Independientemente del CC, la mayor ETr y por lo tanto producción de biomasa es está asociada a secados tardíos, pero con interacción entre CC y ambiente.

Palabras claves: Santiago del Estero, gramíneas, leguminosas

INTRODUCCIÓN

En la provincia de Santiago del Estero, los sistemas agrícolas de secano característicos se basan en rotaciones con los cultivos primavero-estival soja y maíz (soja-maíz o soja-soja-maíz) con ocasional y muy baja participación de cultivos invernales tales como trigo (SIIA, 2017). El aporte de residuos vegetales sobre y en el perfil del suelo de estas rotaciones es marcadamente inferior al de la vegetación natural o en su defecto a rotaciones agrícolas-ganadera que incluyen pasturas (Lorenz, 2005). Como consecuencia de esto, gradualmente ha ido disminuyendo el aporte de carbono y nutrientes al suelo, cambios que generarían modificaciones en el funcionamiento físico-hídrico del suelo, limitando la captación y eficiencia de almacenaje y uso del agua de las precipitaciones (Nosetto *et al.*, 2012).

En este escenario, la realización de cultivos de cobertura (CC) durante el período de barbecho entre los cultivos estivales sería una estrategia de manejo que colaboraría en revertir los efectos negativos antes descriptos. En la región chaqueña semiárida de Santiago del Estero, los CC invernales (gramíneas o leguminosas), cuando el cultivo antecesor es soja, pueden ubicarse en una amplia ventana de tiempo comprendida entre fines de abril y principio de diciembre.

Sin embargo, debido a que esta región se caracteriza por tener un régimen de precipitaciones del tipo monzónico concentrada entre los meses de octubre a marzo (Torres Bruchman, 1981), la realización de CC durante este período podría no ser adecuado ya que: i) podría tener limitantes hídricas y por lo tanto generar escasa biomasa y cobertura ; ii) tener niveles de consumo de agua (evapotranspiración) marcadamente elevados a la evaporación de los barbechos y por lo tanto disminuir el agua disponible al momento de la siembra de los cultivos de renta estivales tales como el maíz.

Debido a que no existen antecedentes publicados en la región sobre el desempeño de diferentes CC, tanto gramíneas como leguminosas, el presente trabajo y el siguiente pretenden generar información sobre el comportamiento y los efectos de diferentes cultivos de cobertura como antecesor de maíz. En particular esta investigación tiene como objetivo cuantificar la producción de biomasa aérea, la evapotranspiración real y la eficiencia de uso del agua de distintos CC. En el segundo trabajo se analizará el efecto que producen esos CC sobre la dinámica de agua en el suelo y su disponibilidad al momento de la siembra del maíz.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del sitio experimental

El experimento se realizó durante dos campañas (2016 y 2017) en el establecimiento María Teresa ubicado en la localidad de Quimilí, provincia de Santiago del Estero (27°36'51.85"S, 62°43'22.62"O). El suelo donde se realizó el experimento correspondió a un Haplustol éntico, profundo, bien drenado y de textura franco limosa (Cristian Álvarez, comunicación personal). Los lotes tenían 15 años de historia agrícola y el cultivo antecesor fue soja con un contenido de rastrojo previo a la siembra de 4580 y 5235 kg.ha^{-1} en la campaña 2016 y 2017, respectivamente (Tabla 1).

Tratamientos, diseño experimental y manejo de los cultivos

Los tratamientos evaluados durante dos campañas fueron: trigo pan de ciclo corto (*Triticum aestivum* L., Tg-C), variedades Chajá (campaña 2016) y Cronox (Campaña 2017); centeno de ciclo corto (*Secale cereale* L., Cen-C), variedad Quehué; trigo pan de ciclo largo (*Triticum aestivum* L., Tg-L), variedad Klein Guerrero; triticale (x *Triticosecale*, Tt), variedades Calchín (Campaña 2016) y Buck 205 (Campaña 2017); vicia villosa (*Villa villosa* R., Vv) y trébol de olor blanco (*Melilotus albus* M., Me). El diseño experimental fue completamente aleatorizado con 3 repeticiones. Cada unidad experimental tuvo una superficie de 333 m^2 (16.6 m de ancho y 20 de largo).

Se sembró con sembradora utilizada en el establecimiento para los lotes de producción. La fecha de siembra fue similar en ambas campañas, siendo superior el contenido de agua útil acumulado en los primeros 100 y 200 cm de profundidad al momento de la siembra en la campaña 2017 (Tabla 1). En el caso de las gramíneas el distanciamiento entre surcos fue de 0,26 m, lográndose en promedio 182 y 151 plantas.m^{-2} en el 2016 y 2017, respectivamente (Tabla 1). En el caso de las leguminosas el distanciamiento fue de 0.52 m, lográndose 61 y 105 plantas.m^{-2} en Vv en el 2016 y 2017, respectivamente y 54 y 221 plantas.m^{-2} en Me en el 2016 y 2017, respectivamente (Tabla 1).

El secado de las gramíneas se realizó entre floración (Z6, Tottman et al., 1979) y madurez acuosa (Z7, Tottman *et al*., 1979), mientras que las leguminosas se secaron a comienzo de floración, variando la fecha de secado como consecuencia de las diferencias de desarrollo entre especies y dentro de especies en el Tg (Tabla 1). El secado se realizó químicamente con glifosato en una dosis de 4 L.ha^{-1}.

Tabla 1: Contenido de rastrojo inicial, agua útil inicial acumulado hasta 2 metros (m) de profundidad (entre paréntesis se indica el agua útil acumulada en el primer m), fecha y distancia de siembra de los cultivos de cobertura, stand de plantas inicial y fecha de secado expresado en fecha calendaría y días desde siembra (DDS) de los CC de trigo de ciclo corto (Tg-C), centeno ciclo corto (Cen-C), trigo de ciclo largo (Tg-L), triticale (Tt), vicia villosa (Vv) y melilotus alba (Me) en dos campañas de crecimiento.

Campaña	CC	Rastrojo inicial (kg.ha^{-1})	Agua útil inicial 2m (mm)	Fecha de siembra	Distanciamiento (m)	Stand de plantas (plantas.m^{-2})	Fecha de secado	
							Calendario	DDS
2016	Tg-C	4580	130 (63)	11/05/2016	0,26	179	26/08/2016	107
	Cen-C				0,26	218	26/08/2016	107
	Tg-L				0,26	211	24/09/2016	136
	Tt				0,26	121	24/09/2016	136
	Vv				0,52	61	31/10/2016	173
	Me				0,52	54	31/10/2016	173
2017	Tg-C	5235	177 (113)	10/05/2017	0,26	161	01/09/2017	114
	Cen-C				0,26	131	01/09/2017	114
	Tg-L				0,26	143	03/10/2017	146
	Tt				0,26	171	22/09/2017	135
	Vv				0,52	105	22/09/2017	135
	Me				0,52	221	25/10/2017	168

Mediciones, cálculos y análisis estadístico

Se determinó en cada UE la producción de materia seca aérea (MS) previo al secado en 3 puntos de 1 m^2 cada uno. Las muestras se colocaron en estufa a 60°C hasta peso constante.

En la siembra y en el secado de cada tratamiento se determinó en cada UE el contenido de humedad del suelo hasta los 2 m de profundidad en intervalos de 0.2 m. El contenido de humedad se calculó por el método gravimétrico utilizando la densidad aparente determinada en cada horizonte en una calicata realizada al iniciar el experimento. Se determinó la evapotranspiración real (ETr) mediante balance hídrico (Ecuación 1) entre ambos muestreos:

$$ETr\ (mm) = \Delta HS + Pef \qquad \text{(Ecuación 1)}$$

donde: ETr es la evapotranspiración real del cultivo, ΔHS es la variación de humedad del suelo, Pef es la precipitación acumulada durante el ciclo de crecimiento corregida utilizado el método de la curva número, propuesto por el Servicio de Conservación de Suelos del Departamento de Agricultura de los EEUU (SCS USDA, 1972). La precipitación diaria se determinó con pluviómetro ubicado a una distancia máxima de 2 km del experimento. Los datos de temperatura máxima y mínima se obtuvieron de la estación automática del INTA EEA Quimilí, ubicada a 35 km del experimento.

Se calculó la eficiencia en el uso del agua (EUA) para la producción de biomasa aérea como el cociente entre la MS y ETr. Se calculó además la tasa de crecimiento y ETr promedio diaria como el cociente de la MS y la ETr y el número de días desde la siembra al momento de secado.

Los datos fueron analizados mediante análisis de la varianza (ANOVA) ajustando modelos lineales generales con efectos fijos Campaña, CC y su interacción. La comparación de medias se realizó con test LSD, utilizando InfoStat (Di Rienzo *et al*., 2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante la campaña 2016, las precipitaciones ocurridas durante el período de crecimiento fueron diferentes para los distintos CC, siendo de 21 mm para las gramíneas y 106 mm para las leguminosas (Figura 1). Es importante destacar que las mayores precipitaciones en Vv y Me ocurrieron superada la mitad del ciclo de crecimiento por lo que su aprovechamiento fue menor. A diferencia de lo ocurrido en la primera campaña, las precipitaciones en el 2017 fueron las mismas para todos los CC, siendo de sólo 26 mm (Figura 1).

En cuanto a las temperaturas máximas y mínimas y consecuentemente la temperatura media (Tmed) fue superior en la segunda campaña siendo la Tmed de 19,5 y 21,5 en la campaña 2016 y 2017, respectivamente (Figura 1). Es importante destacar que si bien hubo heladas en ambas campañas, en el 2017 a los 70 días desde siembra se produjo un helada de -8.5 °C (Figura 1) luego de un período de temperaturas moderadas que produjo daños en Tg-C, Tg-L, Me y en menor medida Tt y Vv (datos no mostrados).

La producción de MS promedio durante la campaña 2016 fue de 2132 $kg.ha^{-1}$ con un rango de variación entre el CC de mayor y menor producción de 1666 $kg.ha^{-1}$ (Tabla 2). En la segunda campaña, tanto la producción promedio de MS como las diferencias entre los CC fue superior (Tabla 2). Los valores de producción obtenidos son sensiblemente inferior a los valores obtenidos tanto en la región pampeana semiárida (Fernández *et al.*, 2012) como húmeda (Restovich *et al.*, 2012).

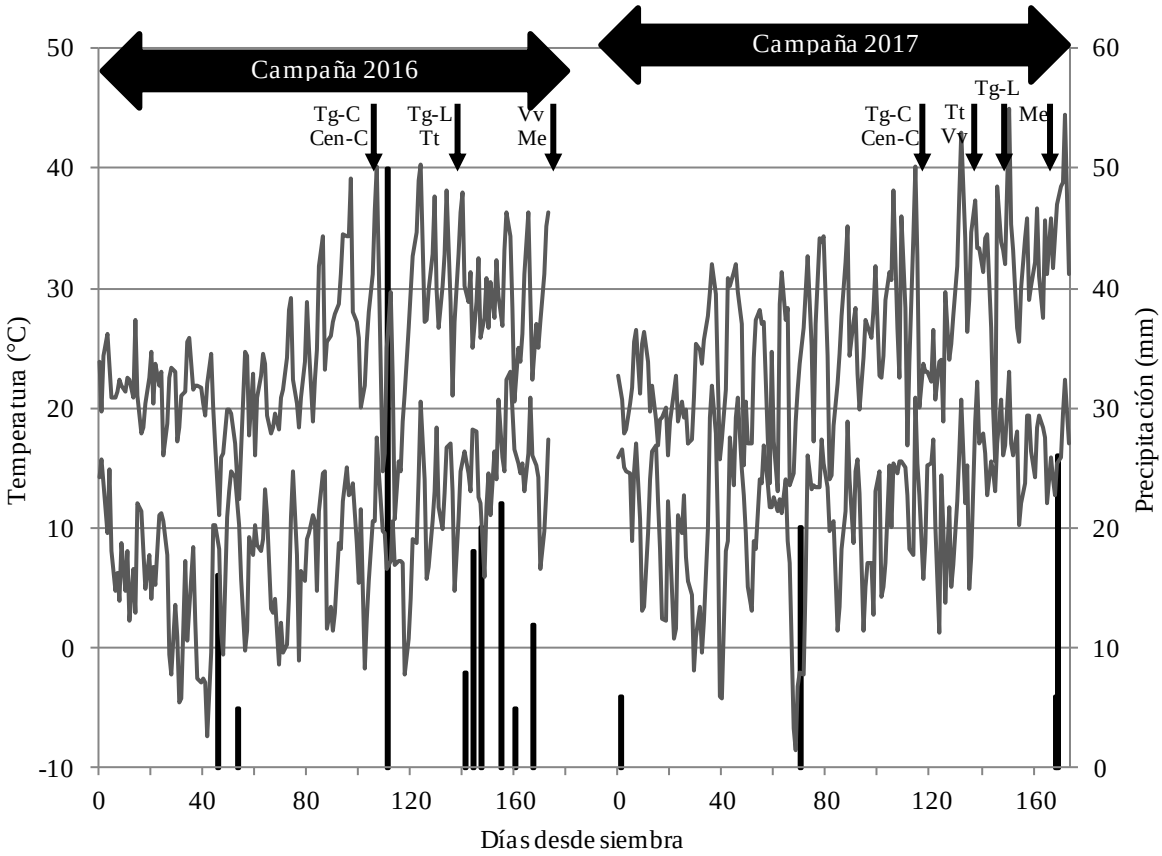


Figura 1: Evolución de la temperatura máxima y mínima diaria y precipitaciones durante el ciclo de crecimiento de los cultivos de cobertura (CC) trigo de ciclo corto (Tg-C), centeno ciclo corto (Cen-C), trigo de ciclo largo (Tg-L), triticale (Tt), vicia villosa (Vv) y melilotus alba (Me) en las campañas 2016 y 2017. Las flechas indican el momento de secado de cada CC.

El comportamiento de cada CC fue diferente entre campaña ya que la interacción Campaña*CC fue significativa ($p<0,0001$, Tabla 2). En el 2016, Tg-L fue el cultivo que generó mayor biomasa, siendo la misma significativamente ($p<0,05$) superior a la de Cen-C y Vv, pero igual a la de Tt, Tg-C y Me (Tabla 2). Por el contrario, en el 2017 Vv fue el CC de mayor MS, seguido de Tt y Cen-C, Tg-L y Tg-C y finalmente Me (Tabla 2). Los cambios en el comportamiento de las gramíneas estarían asociado a las diferencias en: i) momento de secado (mayor duración del ciclo, mayor biomasa), ii) contenido de agua útil y su distribución en el perfil a la siembra (36% superior en el primer metro en la campaña 2017, Tabla 1) y iii) sensibilidad a heladas ya que en el 2017 se observaron daños en los dos Tg por lo que la TCdiario fue significativamente ($p<0,05$) menor en ambas (Tabla 2). En el caso de las leguminosas, los cambios en el comportamiento entre campañas estarían asociada a: i) mejor implantación y crecimiento de Vv en el 2017 (reflejada en el valor máximo de TCdiario y producción de MS del experimento, Tabla 2) como consecuencia de la mayor disponibilidad de agua (Tabla 1), y ii) mayor sensibilidad a heladas de Me, reflejado en el valor mínimo de TCdiario y producción de MS del experimento (Tabla 2). Estos resultados indicarían que, al menos entre los CC y las condiciones evaluadas, no habría un único CC de mejor comportamiento.

Al analizar la variación en la ETr, si bien el consumo de agua dependió de la campaña (interacción significativa), la ETr promedio de cada CC fue superior en la medida que se retrasó el secado (Tabla 2). Este aspecto debe ser tenido en cuenta al momento de seleccionar el CC ya que ETr excesivas podrían implicar menor disponibilidad de agua para el cultivo de renta posterior (Dabney *et al.*, 2001; Gabriel & Quemada, 2011). En términos generales, dentro de cada campaña, la ETr fue significativamente menor en los dos tratamientos de menor ciclo (Tg-C y Ce-C), intermedio en los de ciclo medio (Tg-L y Tt) y superior en los de mayor ciclo (Me y Vv en 2016 y Me en 2017, Tabla 2). Es importante destacar que en la campaña 2016, la mayor ETr con el retraso en el secado no solo estaría asociada a la duración sino también a los cambios en la ETrdiaria ya que fue superior en los CC de mayor ciclo (Tabla 2). Asimismo, en el 2017 la mayor ETr en Vv, estaría mas bien asociada a un excelente crecimiento (Tabla 2) que generó una mayor canopia y cobertura (datos no mostrados).

Como era de esperar en función de los cambios en la MS y ETr, la EUA para la producción de biomasa en los CC varió con la campaña (Tabla 2). En el 2016 la EUA promedio de las gramíneas y leguminosas fue de 19,8 y 7,8 $kg.ha^{-1}.mm^{-1}$, respectivamente, siendo superior en Tg-C, seguido y sin diferencias entre ellos de Cen-C, Tg-L y Tt y finalmente Me y Vv (Tabla 2). Al igual que en el caso de la MS, la EUA obtenida en este trabajo fue sensiblemente inferior a la publicadas en otra zona del país con mayor disponibilidad hídrica o menor demanda evaporativa (Fernández *et al.*, 2012; Restovich *et al.*, 2012). Al igual que en la primera campaña, en el 2017, la EUA promedio de las gramíneas fue superior (18,2 vs 11,8 $kg.ha^{-1}.mm^{-1}$, Tabla 2). Sin embargo el comportamiento de cada CC varió sensiblemente ya que por un lado Vv (menor EUA en 2016) junto a Ce-C (EUA intermedia en 2016) fueron los de mayor eficiencia, mientras que por otro lado, los dos trigos tuvieron una significativa ($p<0,05$) menor eficiencia que las otras gramíneas y Vv en el 2017 y que ellos mismos en el 2016 (Tabla 2).

Tabla 2: Biomasa aérea, tasa de crecimiento diario (TCdiario), evapotrasnpiración real (ETr), evapotranspiración diaria (ETRdiaria) y eficiencia en el uso del agua para la producción de biomasa aérea (EUA) en los cultivos de cobertura trigo de ciclo corto (Tg-C), centeno ciclo corto (Cen-C), trigo de ciclo largo (Tg-L), triticale (Tt), vicia villosa (Vv) y melilotus alba (Me) en dos campañas de crecimiento. Letras distintas indican diferencias estadísticas ($p<0.05$) entre tratamientos según prueba LSD.

Campaña	CC	Biomas aérea	TCdiaria	ETr	ETrdiaria	EUA
		kg.ha-1	$kg.día^{-1}.ha^{-1}$	mm	$mm.día^{-1}$	$kg.día^{-1}.mm^{-1}$
2016		2132 (144)	16,2 (1,4)	154 (12)	1,08 (0,04)	15,8 (1.6)
2017		2377 (270)	18,3 (2,1)	150 (10)	1,11 (0,05)	16,0 (1.6)
	Tg-C	1968 (225)	17,8 (2,2)	103 (7)	0,93 (0,05)	19,7 (2.7)
	Cen-C	2319 (181)	21,0 (1,5)	115 (7)	1,04 (0,05)	20,3 (1.0)
	Tg-L	2453 (173)	17,7 (1,5)	156 (6)	1,11 (0,04)	15,8 (1.1)
	Tt	2803 (189)	20,7 (1,5)	141 (6)	1,04 (0,04)	20,2 (1.9)
	Vv	2557 (661)	18,0 (5,3)	210 (6)	1,38 (0,07)	12,4 (3.3)
	Me	1425 (383)	8,2 (2,1)	188 (14)	1,10 (0,08)	7,1 (1.6)
2016	Tg-C	2285 (374) cde	21,3 (3,5) bc	92 (5) f	0,85 (0,04) e	24,7 (3,1) a
	Cen-C	1974 (84) ef	18,3 (0,9) cd	100 (6) f	0,94 (0,05) de	19,7 (0,7) bc
	Tg-L	2773 (148) bc	20,7 (1,2) bc	154 (8) bc	1,13 (0,06) bc	18,0 (0,1) cd
	Tt	2419 (131) cde	17,7 (0,9) cd	146 (10) bcd	1,07 (0,07) bcd	16,8 (1,7) cde
	Vv	1107 (48) gh	6,3 (0,3) g	216 (11) a	1,25 (0,06) b	5,2 (0,4) g
	Me	2232 (253) cde	12,7 (1,5) e	216 (7) a	1,25 (0,04) b	10,3 (1,0) f
2017	Tg-C	1651 (114) fg	14,3 (0,9) de	114 (59) ef	1,00 (0.08) cde	14,6 (1,4) def
	Cen-C	2664 (195) bcd	23,7 (1,7) b	129 (6) de	1,13 (0.06) bc	20,8 (2,1) abc
	Tg-L	2132 (157) def	14,7 (0,9) de	158 (9) c	1,08 (0.06) bcd	13,6 (1,3) ef
	Tt	3187 (121) b	23,7 (0,9) b	135 (6) e	1,00 (0.05) cde	23,7 (1,6) ab
	Vv	4008 (278) a	29,7 (2,2) a	204 (6) a	1,51 (0.05) a	19,6 (1,3) bc
	Me	617 (127) h	3,7 (0,7) f	160 (13) b	0,95 (0.08) de	3,9 (1,0) g
Campaña		0,0357	0,0241	0,411	0,443	0,756
CC		<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
Campaña*CC		<0,0001	<0,0001	0,0005	0,0009	<0,0001

CONCLUSIONES

Es factible realizar CC en la región chaqueña semiárida de Santiago del Estero pero con una alta interacción en su comportamiento y por lo tanto producción de materia seca entre años. En general, las gramíneas respecto a la Vv y Me producen biomasa con mayor estabilidad entre años, y en comparación a Ve en menor tiempo debido a mayores TCdiaria y con mayor EUA. Por otro lado cuando el contenido de humedad del suelo es adecuado, se destaca por su alta producción de materia seca, TCdiaria y EUA, Vv. Independientemente del CC, la mayor ETr y por lo tanto producción de biomasa es está asociada a secados tardíos, pero con interacción entre CC y ambiente.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por los proyectos INTA PNAGUA 1133033 y PReT TUSGO 1231408 en conjunto con CREA región Chaco-santiagueña. Los autores agradecen a la empresa Monte Buey Agropecuaria S.R.L. por brindar todo el apoyo necesario en la conducción de los experimentos en el campo. A Cristian Álvarez y Alberto Quiroga por su apoyo metodológico y predisposición para la discusión de los resultados. A Mario Lacorte, Juan Carlos, Ramiro y Ariel Rodríguez, Mario Umbidez y Carla Alfonso por el compromiso y colaboración en la toma de muestras en el campo y a Francisco Cosci, Ricardo Mercau y Alejandro Nuñez Camelino por el aporte de insumos para la realización de los experimentos.

BIBLIOGRAFÍA

- Dabney, SM; JA Delgado & DW Reeves. 2001. Using winter cover crops to improve soil and water quality. Commun Soil Sci Plant Anal 32: 1221-1250.
- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. InfoStat versión 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- Fernández, R; A. Quiroga & E Noellemeyer. 2012. Cover crops: A viable alternative for the semiarid Pampa region? Ciencia del Suelo 30: 137-150.
- Gabriel, JL & M Quemada 2011. Replacing bare fallow with cover crops in a maize cropping system: Yield, N uptake and fertiliser fate. Eur. J. Agron. 34: 133-143.
- Lorenz, G. 2005. Suelos y paisajes: perspectivas para el cambio. En: Giannuzzo, AN (ed.). Santiago del Estero: una mirada ambiental. Pp 80-89. Universidad Nacional de Santiago del Estero-UNSE. Córdoba, Argentina. 453 pp
- Nosetto, M.D; EG Jobbágy; AB Brizuela & RB Jackson. 2012. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. Agric Ecosyst Environ 154: 2-11.
- Restovich, SB; A. Andriulo & SI Portela. 2012. Introduction of cover crops in a maize-soybean rotation of the Humid Pampas: Effect on nitrogen and water dynamics. Field Crops Res. 128: 62-70.
- SIIA, 2017. Datos abiertos Agroindustria. URL http://www.agroindustria.gob.ar/datosabiertos/. Fecha de consulta: 02/03/2017.
- Soil Conservation Service, U.S. Department of Agriculture. 1972. Hydrology. En: National Enginnering Handbook. Washington D.C., EEUU.
- Torres Bruchmann, E. 1981. Climatología general y agrícola de la provincia de Santiago del Estero. Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucumán. San Miguel de Tucumán. Pp 180.
- Tottman, DR; RJ Makepeace & H Broad. 1979. An explanation of the decimal code for the growth of cereals, with illustration. Ann. Appl Biol. 93: 221–34.

C4P110. CULTIVOS DE COBERTURA EN SANTIAGO DEL ESTERO: II. DINÁMICA DEL AGUA Y COSTO HÍDRICO

Prieto Angueira, Salvador [1y2]; Berton, M. Clara [3] y Ventura, Javier [4].

[1] INTA, EEA Santiago del Estero. Santiago del Estero. Jujuy 850. Santiago del Estero. Argentina. [2] Facultad de Agronomía y Agroindustrias, Universidad Nacional de Santiago del Estero. Avenida Belgrano (S) 1912. Santiago del Estero. Argentina. [3] INTA EEA Quimilí. Quimilí. R.P. N°6, Km. 9. [4] Asesor técnico de Monte Buey Agropecuaria S.R.L. prieto.salvador@inta.gob.ar

RESUMEN

La inclusión de cultivos de cobertura (CC) invernales en la región Chaqueña Semiárida, como consecuencia de su evapotranspiración puede disminuir el agua disponible en la siembra del maíz afectando negativamente su rendimiento. El objetivo del presente trabajo fue cuantificar los cambios del agua útil (AU) y costo hídrico (CH) en la siembra del maíz de distintos CC reportados en el trabajo previo. Se realizó un experimento en el 2016 y 2017 en Quimilí. Se evaluaron 6 CC: trigo ciclo corto (Tg-C) y largo (Tg-L), centeno ciclo corto (Cen-C), triticale (Tt), vicia villosa (Vv), trébol de olor blanco (Me) y un control, barbecho químico (BQ). Se determinó AU gravimétricamente (0-100, 100-200 cm y perfil completo) en la siembra, secado de cada CC y del último CC y en la siembra del maíz y se calculó el CH por la realización de CC en la siembra del maíz. Transcurrido el período de crecimiento de los CC, el AU0-100 y en menor medida el AU100-200 disminuyeron significativamente ($p<0,05$) conforme se atrasó el secado. Todos los CC tuvieron significativamente ($p<0,05$) menor AU que BQ. Por el contrario, al momento de la siembra del maíz, en ambas campañas el AU0-100 sólo fue significativamente ($p<0,05$) menor al BQ en 2 de 6 CC. Sin embargo, el AU100-200 en el 2016 fue significativamente ($p<0,05$) inferior en todos los CC y en 3 de 6 CC en el 2017. Consecuentemente al integrar el AU0-200 todos los CC tuvieron significativamente ($p<0,05$) menor AU que BQ, siendo el CH variable pero mayor con el retraso del secado. Estos resultados demuestran que la realización de CC en la región Chaqueña Semiárida disminuye el AU con respecto al BQ finalizado su período de crecimiento, ocasionando un CH al momento de la siembra de maíz que se incrementa con el retraso del secado.

Palabras claves: barbecho químico, momento de secado, siembra maíz

INTRODUCCIÓN

Los cultivos de cobertura (CC) son cultivos que se siembran y no son cosechados, pastoreados o incorporados ya que buscan como objetivo cubrir el suelo para protegerlo de la erosión (Reeves, 1994). Se utilizan también para evitar la lixiviación de nutrientes en zonas húmedas (Restovich *et al.*, 2012), incrementar el aporte de carbono y nitrógeno al suelo a través de la fijación biológica en el caso de las gramíneas y leguminosas, respectivamente (Reeves, 1994), incrementar la captura y almacenamiento del agua de las precipitaciones (Carfano *et al.*, 2013) y en los últimos años para un control más eficiente de malezas resistentes o tolerantes al glifosato y otros herbicidas (Kruidhof et al., 2008).

Quiroga *et al.* (2007) manifiesta que la inclusión de CC invernales en la región Semiárida Pampeana, si bien incrementan la eficiencia de captura de las precipitaciones, puede disminuir el agua disponible en el cultivo posterior como consecuencia de una excesiva evapotranspiración de los mismos. Por lo tanto, en la región Chaqueña Semiárida donde la demanda de vapor de agua de la atmósfera (evapotranspiración potencial) es superior a la de la región Pampeana, los riesgos de generar al momento de la siembra del cultivo posterior un costo hídrico (i.e. menor agua disponible por la inclusión de CC en relación al barbecho, Fernández *et al.*, 2012), son mayores.

Sin embargo, en el área de secano de Santiago del Estero y a diferencia de lo sucedido en la región sur del país, la siembra de los cultivos estivales, particularmente de maíz, se realiza a fines de diciembre/principios del mes de enero. Esto, genera un escenario propicio para la realización de CC invernales antecesores al maíz en la región. Por lo tanto el objetivo del presente trabajo fue caracterizar y cuantificar los cambios en el contenido de agua y el agua disponible al momento de la siembra de maíz de los CC reportados en el trabajo previo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del sitio experimental, tratamientos y diseño experimental

El trabajo se llevó a cabo en el establecimiento María Teresa ubicado en Quimilí, provincia de Santiago del Estero (27°36'51.85"S, 62°43'22.62"O) durante las campañas 2016 y 2017. Los antecesores evaluados fueron los CC trigo pan ciclo corto (*Triticum aestivum* L., Tg-C) y largo (Tg-L), centeno de ciclo corto (*Secale cereale* L., Cen-C), triticale (*x Triticosecale*, Tt), vicia villosa (*Vicia villosa* R., Vv) y trébol de olor blanco (*Melilotus albus* M., Me) y un tratamiento control que se mantuvo libre de malezas con herbicidas y se denominó barbecho químico (BQ).

Las fechas de siembra de los CC fueron el 11 y 10/05 en la campaña 2016 y 2017, respectivamente. El diseño experimental utilizado fue completamente aleatorizado con 3 repeticiones. El momento de secado de los CC se realizó en las gramíneas entre floración (Z6, Tottman et al., 1977) y madurez acuosa (Z7, Tottman et al., 1977); mientras que en las leguminosas fue en el comienzo de floración. Como consecuencia de las diferencias en el momento de secado entre los CC, la duración de los CC y consecuentemente el período entre el secado y la siembra del maíz fue diferente (Tabla 1). Lo mismo sucedió para las precipitaciones recibidas en cada período durante la campaña 2016 (Tabla 1).

Tabla 1: Fecha de secado de los CC, siembra del maíz y días desde el secado a la siembra del maíz y precipitación acumulado entre la siembra y secado de cada CC y secado de cada CC a siembra del maíz de los CC de trigo de ciclo corto (Tg-C), centeno ciclo corto (Cen-C), trigo de ciclo largo (Tg-L), triticale (Tt), vicia villosa (Vv) y melilotus alba (Me) en dos campañas de crecimiento.

Campaña	CC	Fecha de secado CC		Fecha de siembra de maíz		Días desde secado CC a siembra maíz	Precipitación (mm)	
		Calendario	DDS	Calendario	DDS		Siembra a secado CC	Secado CC a siembra de maíz
2016	Tg-C	26/08/2016	107	03/01/2017	237	130	71	304
	Cen-C	26/08/2016	107			130	71	304
	Tg-L	24/09/2016	136			101	79	296
	Tt	24/09/2016	136			101	79	296
	Vv	31/10/2016	173			64	156	219
	Me	31/10/2016	173			64	156	219
2017	Tg-C	01/09/2017	114	07/01/2018	242	128	26	214
	Cen-C	01/09/2017	114			128	26	214
	Tg-L	03/10/2017	146			96	26	214
	Tt	22/09/2017	135			107	26	214
	Vv	22/09/2017	135			107	26	214
	Me	25/10/2017	168			74	26	214

Mediciones, cálculos y análisis estadísticos

Durante el primer año de ensayo se determinó la densidad aparente (Blake & Hartge, 1986) extrayendo 3 muestras por horizonte de suelo con cilindros de 250 cm^3. Se determinó el punto de marchitez permanente (PMP, 1500 KPa) mediante la extracción por placas de presión en muestras disturbadas y tamizadas según la metodología propuesta por Richards (1948). Se determinó además el contenido de humedad de capacidad de campo a campo (CC) utilizando el método propuesto por Ratliff *et al*. (1983). Para ello se armaron 3 parcelas de 9 m^2 (3x3) delimitadas con bordos junto al ensayo del primer año, las cuales fueron regadas con suficiente cantidad de agua para asegurarse el humedecimiento completo del perfil. Posteriormente se cubrió la superficie con plástico para evitar la evaporación de agua y se determinó periódicamente el contenido de humedad en forma gravimétrica en 10 intervalos de 20 cm cada uno hasta que la variación del contenido de humedad en cada intervalo fue mínimo, correspondiendo este valor a la capacidad de campo. A partir de los valores de CC y PMP, se determinó el agua útil máxima como la diferencia entre ambos.

Al momento de la siembra de los CC, secado del último CC (Me y Vv en la campaña 2016 y Me en la 2017, Tabla 1) y siembra de maíz se determinó el contenido de humedad en todas las unidades experimentales (UE). Además, en el secado de cada CC en particular se determinó el contenido de humedad en las UE de ese tratamiento. El contenido de agua se determinó con el método gravimétrico para lo cual en cada punto de evaluación se extrajeron 10 muestras en intervalos de 20 cm. El contenido de agua útil (AU) por intervalo de muestreo se calculó con la siguiente ecuación:

$$AUi = \{[((PH-PS))/PS \times ds/da] - PMP\} \times e \times 10 \quad \text{(Ecuación 1)}$$

donde: AUi: agua útil en el intervalo de suelo i (mm), PH: peso húmedo de la muestra de suelo (g), PS: peso seco a 105°C durante 24 horas de la muestra de suelo (g), ds: densidad aparente del suelo ($g.cm^{-3}$), da: densidad aparente del agua ($g.cm^{-3}$), PMP: punto de marchitez permanente ($cm^3.cm^{-3}$) y e: espesor del intervalo de muestreo (cm).

El agua útil total del suelo se calculó para los primeros 100 (AU0-100), 100-200 cm (AU100-200) y perfil completo (AU0-200) como la sumatoria del agua útil de los primeros 5, segundos 5 y todos los intervalos de muestreo, respectivamente. Al momento de la siembra del maíz se calculó el costo hídrico (CH) de los tratamientos con CC, como la diferencia de agua útil disponible considerando 2 metros de profundidad en cada UE de los CC y el promedio del BQ.

Los datos fueron analizados mediante análisis de la varianza (ANOVA) ajustando modelos lineales generales con efectos fijos Campaña, Antecesor y su interacción. La comparación de medias se realizó con test LSD, utilizando InfoStat. Se utilizaron modelos de regresión lineal para evaluar la relación entre el CH y el momento de secado expresado como días desde la siembra y el número de días desde el secado a la siembra del maíz.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El contenido de agua útil en la siembra de los CC fue diferente entre campaña, variando la situación según el intervalo (Tabla 2). En el intervalo 0-100, no se encontraron diferencias significativas entre los antecesores ($p>0,05$) pero si entre campaña ya que el AU promedio en el 2016 fue de 63 mm (38% respecto al máximo contenido de agua útil del suelo), siendo este valor significativamente inferior ($p<0,05$, Tabla 2) al contenido de humedad de la campaña 2017 que fue de 113 mm (69% respecto al máximo contenido de agua útil del suelo, Figura 1A). En el segundo intervalo (100-200 cm), si bien el AU promedio a través de los tratamientos fue similar entre campaña (68 y 64 mm en la campaña 2016 y 2017, respectivamente), contrariamente a lo esperado existieron diferencias significativas ($p<0,05$) entre las UE de los CC en la campaña 2016, siendo al momento del inicio del ensayo el AU100-200 superior en el Bq y Tr-C (Figura 1A). Como consecuencia de estas variaciones al analizar el AU del perfil completo (AU0-200), los resultados indican que el estudio del comportamiento de los CC de este trabajo fue hecho en ambientes donde en la campaña 2017 todos los tratamientos se iniciaron con igual contenido de humedad, mientras que en el 2016 ocurrió lo contrario (Tabla 2 y Figuras 1A).

Tabla 2: Nivel de significancia de las fuentes de variación campaña, antecesor y su interacción del análisis de la varianza para las variables agua útil en los intervalos de 0-100, 100-200 y 0-200 centímetros de profundidad en la siembra de los cultivos de cobertura (CC), secado de cada CC, último secado de los CC y siembra del cultivo estival (maíz).

Momento	Intervalo	Fuente de variación		
		Campaña	Antecesor	Campaña*Antecesor
Siembra de CC	0-100	<0.0001	0.0731	0.1085
	100-200	0.4688	0.3839	0.0286
	0-200	<0.0001	0.2086	0.0066
Secado de cada CC	0-100	0.0001	<0.0001	0.005
	100-200	0.8002	0.0004	0.0796
	0-200	0.0634	<0.0001	0.0133
Último secado de CC	0-100	<0.0001	<0.0001	0.0126
	100-200	0.7499	<0.0001	0.0255
	0-200	<0.0001	<0.0001	0.8219
Siembra de cultivo estival (maiz)	0-100	0.2739	0.0024	0.1366
	100-200	<0.0001	<0.0001	0.0166
	0-200	0.3607	<0.0001	0.0822

Transcurrido el período de crecimiento de los CC, como consecuencia de las diferencias en la evapotranspiración de los mismos (detallado en el trabajo previo) o la evaporación del BQ, el AU al momento de secado de cada CC (Figura 1B) o del secado del último CC de cada campaña (Figura 1C) difirió significativamente ($p<0,05$, Tabla 2). Si analizamos los resultados obtenidos en este último momento (todos los tratamientos fueron evaluados en la misma fecha), observamos que el AU en los dos intervalos se modificó con la campaña y CC (interacción Campaña*Antecesor significativa, Tabla 2). En términos generales podemos decir que en ambas campañas el contenido de AU tuvo una mayor variación en el intervalo 0-100 y que, pese a ser mayor el contenido de AU inicial en la campaña 2017, como

consecuencia de las menores precipitaciones durante el período siembra-último secado (Tabla 1), el AU 0-200 fue significativamente menor en la segunda campaña (Tabla 2).

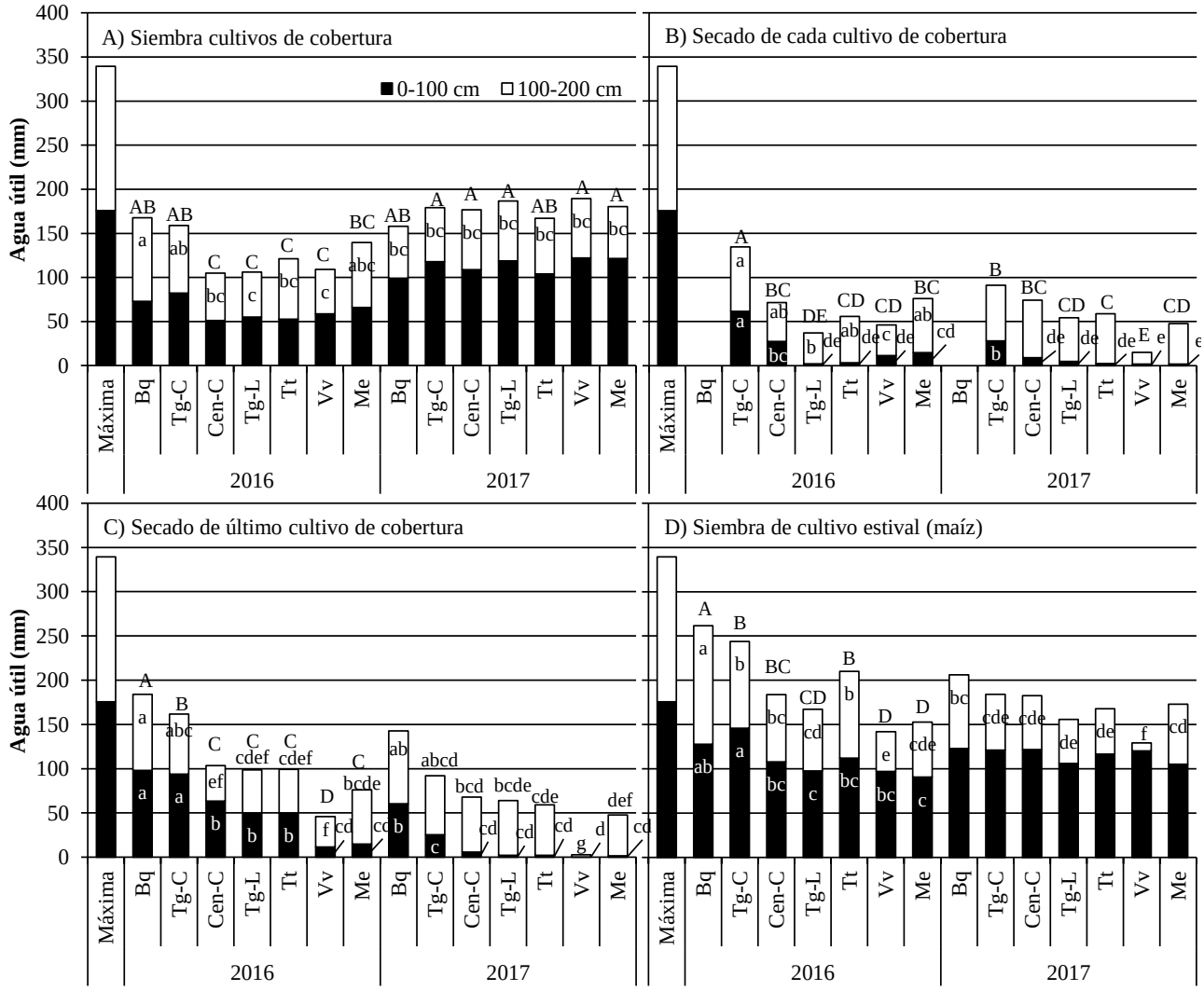


Figura 2: Agua útil acumulada en los intervalos 0-100 (barra negra), 100-200 (barra blanca) y 0-200 centímetros (sumatoria de ambas barras) en el barbecho químico (Bq) y los cultivos de cobertura (CC) de trigo ciclo corto (Tg-C), centeno ciclo corto (Cen-C), trigo ciclo largo (Tg-L), triticale (Tt), vicia villosa (Vv) y trébol de olor blanco (Me) en dos campañas de crecimiento al momento de la siembra de los CC (A), secado de cada CC (B), secado del último CC (C) y siembra del cultivo estival (maíz, C). A la izquierda de cada figura se indica el contenido de agua útil máximo. Letras distintas indican diferencias estadísticas ($p<0.05$) según la prueba LSD de Fisher para el efecto simple CC (letras minúsculas en las barras de la campaña 2016) o la interacción Campaña*CC en los intervalos 0-100, 100-200 (minúsculas) y 0-200 centímetros (mayúsculas).

Al analizar el comportamiento de los tratamientos en el secado del último CC, independientemente de las diferencias entre campañas, observamos que el AU0-100 y en menor medida el AU100-200 se modificó significativamente ($p<0.05$). Estas diferencias podrían ser atribuidas a: i) retraso de la fecha de secado y ii) diferencias en el consumo de agua almacenado asociados a diferencias en el área foliar (Vv superior en 2017, datos no mostrados). Como consecuencia de ello las diferencias mínimas y máximas respecto al BQ se observaron en el Tg-C y Vv, respectivamente (Figura 1 C). En la campaña 2016, el AU0-200 disminuyó un 12% y 75% respecto al BQ en Tg-C y Vv, respectivamente; mientras que en la campaña 2017, disminuyó un 35 y 98% en Tg-C y Vv, respectivamente (Figura 1 C), siendo estas diferencias significativas ($p<0,05$, Tabla 2). Independientemente de ello, y al considerar el perfil completo, todos los CC tuvieron significativamente ($p<0,05$) menor AU respecto al BQ (Tabla 2 y Figura 1C), resultados que coinciden con los reportados por Quiroga *et al.* (2007) y Fernández *et al.* (2012) quienes demostraron que en ambientes semiáridos el contenido de agua disminuye al realizar CC y que esta disminución fue superior con el retardo del secado.

Finalmente al analizar los resultados obtenidos en la siembra del maíz observamos que respecto al muestreo anterior, el contenido de AU se modificó principalmente en el primer metro de profundidad (Figuras 1D). Si bien el contenido de AU0-200 inicial en la campaña 2016 fue menor, no se encontraron diferencias significativas en el AU0-200 entre campañas en la siembra del maíz (Tabla 2) como consecuencia de que las precipitaciones fueron un 75% superior en la campaña 2016 respecto a la segunda (Tabla 1). Sin embargo es oportuno destacar que las diferencias entre los tratamientos fueron superiores en la campaña 2016 (Figura 1D).

Al analizar el comportamiento de los antecesores, se observa que el contenido de AU fue en el caso del intervalo 0-100 cm independiente de la campaña ya que la interacción Campaña*Antecesor no fue significativa ($p>0.05$, Tabla 2). Se destaca en este intervalo dos situaciones: i) menor variación entre el antecesor con mayor y menor AU respecto al intervalo 100-200 (37 y 89% respecto al antecesor con mayor humedad en la campaña 2016 y 2017, respectivamente); ii) igual contenido de AU respecto al BQ en 4 de 6 CC, pese a las diferencias encontradas al momento del último secado de los CC (Figura 1D). En cuanto a las variaciones en el intervalo 100-200 cm, y contrariamente a los resultados obtenidos en el primer metro, el comportamiento de los antecesores dependió de la campaña (Tabla 2). Esto se debe a que mientras en el 2016, todos los CC tuvieron menor AU que el BQ, en la campaña siguiente solamente los antecesores Vv, Tt y Tg-L tuvieron significativamente ($p<0,05$) menos AU que el BQ (Figura 1D).

Como resultado de las variaciones en el AU, particularmente del segundo metro explicado en el párrafo anterior, al integrar la totalidad del perfil (AU0-200), todos los CC tuvieron independientemente de la campaña (Tabla 2), significativamente ($p<0.05$) menor AU que el BQ (Figura 1D). Esto se refleja claramente al analizar el CH por la realización de CC, donde el mismo fue significativamente superior en la primera campaña y en todos los CC negativos, con valores mínimos de -27 mm y máximos de -98 mm menos que el BQ en el caso de Tg-C y Vv, respectivamente (Figura 2). Estos resultados coinciden con los reportados por Quiroga *et al.* (2007) quienes demostraron que la inclusión de CC durante el período invierno-primaveral, afectan la oferta de agua para el cultivo posterior.

La causa de las diferencias encontradas entre los CC y el BQ en el presente trabajo estarían asociadas en parte al retraso en el secado de algunos CC ya que se encontró una relación negativa y significativa entre el CH y los días de duración de los CC o a la inversa, positiva entre el número de días desde secado a la siembra del maíz y el CH (Figura 3).

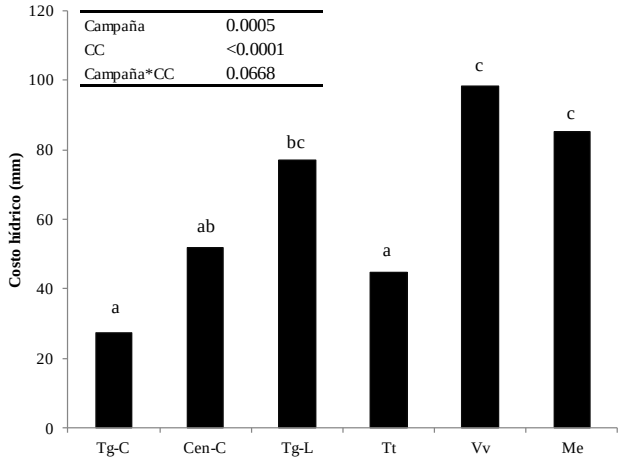


Figura 2. Costo hídrico por la realización de cultivos de cobertura (CC) de trigo ciclo corto (Tg-C), centeno ciclo corto (Cen-C), trigo ciclo largo (Tg-L), triticale (Tt), vicia villosa (Vv) y trébol de olor blanco (Me) promedio de dos campañas al momento de la siembra del maíz.

Finalmente es importante mencionar que si bien todos los CC generaron un perfil hídrico con menor disponibilidad que el BQ, los tratamientos Tg-C, Ce-C y Tt tuvieron significativamente ($p<0.05$) menores diferencias con el BQ (menor CH) que Vv y Me (Figura 3). Esto estaría asociado en el caso del Tg-C y Ce-C a un secado temprano, mientras que en el caso de Tt se debería a una adecuada generación de biomasa y secado no tan tardío respecto a Me en ambas campañas y a Vv en 2016, y a una menor extracción de agua del suelo (por menor evapotranspiración diaria, como se muestra en el trabajo previo) respecto a Vv en 2017. Tg-L tuvo mayor CH que Tg-C (asociado a una fase vegetativa más extensa) y que Tt, a pesar de que ambos tuvieron similares duración de ciclo y no se diferenciaron en el contenido de agua útil al momento de secado del último CC. Nuevos estudios serán realizados para evaluar si las diferencias

encontradas en el presente trabajo implican cambios en el rendimiento de maíz ya que la cobertura generada por los CC permitiría incrementar la captura y almacenamiento de agua de las precipitaciones durante el cultivo del maíz.

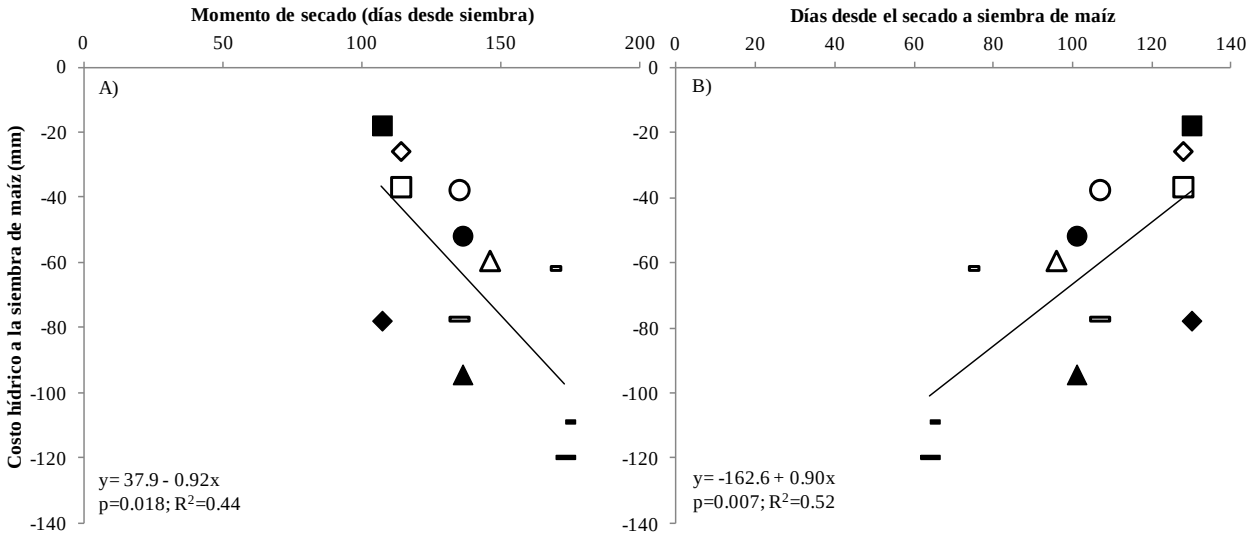


Figura 3: Relación entre costo hídrico en la siembra de maíz con el momento de secado del cultivo de cobertura expresado en días desde siembra (A) y los días desde secado a siembra de maíz (B) a través de los cultivos de cobertura trigo ciclo corto (cuadrado), centeno ciclo corto (rombo), trigo ciclo largo (triángulo), triticale (círculo), vicia villosa (guión largo) y trébol de olor blanco (guión corto) en las campañas 2016 y 2017 (símbolos negros y blancos, respectivamente).

CONCLUSIONES

La realización de CC en la región Chaqueña Semiárida disminuye el AU con respecto al BQ finalizado el crecimiento de los mismos, siendo menor el AU en la medida que se retrasa el secado. Como consecuencia de ello, el AU a la siembra de maíz es menor en todos los CC, diferencias asociadas principalmente a la no recuperación del AU del intervalo 100-200 cm, siendo el CH mayor conforme disminuyen los días entre el secado y la siembra del maíz.

BIBLIOGRAFÍA

- Blake, GR & KH Hartge. 1986. Bulk density. En: A Klute (ed.). Methods of Soil Analysis - Physical and Mineralogical Methods. 2da edn. Pp 363-375- Am. Soc. Agron. Madison. Estados Unidos. 634.
- Carfagno, PF; MJ Eiza; A Quiroga; F Babinec; C Chagas & R Michelena. 2013. Water availability in soybean monoculture, with cover crops and reduced fallow in the subhumid and semiarid Pampean region. Ciencia del Suelo 31:67-81.
- Fernández, R; A Quiroga & E Noellemeyer. 2012. Cover crops: A viable alternative for the semiarid Pampa region? Ciencia del Suelo 30: 137-150.
- Kruidhof, HM; L. Bastiaans & MJ Kropff. 2008. Ecological weed management by cover cropping: Effects on weed growth in autumn and weed establishment in spring. Weed Research 48:492-502.
- Quiroga, A; P Carfagno; MJ Eiza & R Michelena. 2007. Inclusión de cultivos de cobertura bajo agricultura de secano en la Región Semiárida Pampeana. Jornadas de Cultivos de Cobertura. 28 y 29 de septiembre de 2007, General Villegas y General Pico.
- Ratliff, LF; JT Ritchie & DK Cassel. 1983. Field-Measured Limits of Soil Water Availability as Related to Laboratory-Measured Properties1. Soil Sci Soc Am J 47:770-775.
- Richards, LA. 1948. Porous plate apparatus for measuring moisture retention and transmission by soil. Soil Science 66(2):105-110.
- Restovich, SB; A. Andriulo & SI Portela. 2012. Introduction of cover crops in a maize-soybean rotation of the Humid Pampas: Effect on nitrogen and water dynamics. Field Crops Res. 128: 62-70.
- Reeves, DW. 1994. Cover crops and rotations. En JL Hatfield & BA Stewart (eds.). Crops Residue Management. Pp 125–172. Advances in Soil Science. Lewis Publishers. Boca Raton, FL. 374.
- Tottman, DR; RJ Makepeace & H Broad. 1979. An explanation of the decimal code for the growth of cereals, with illustration. Ann. Appl Biol. 93: 221–34.

C4P111. ANALISIS PRELIMINAR DE LA REVEGETACION NATURAL EN UNA CANTERA DE CALIZA AL NORESTE DE COMODORO RIVADAVIA

Rack, Mónica G. y Valenzuela, María F.

Facultad de Ciencias Naturales y Ciencias de la Salud, Universidad Nacional de la Patagonia S.J.B. Ciudad Universitaria Km 4.Comodoro Rivadavia.Chubut. Argentina. monirack@yahoo.com.ar

RESUMEN

La extracción de calizas para la industria cementera es una actividad que viene desarrollándose en la Patagonia Argentina desde hace más de 80 años. La explotación de estos minerales no metalíferos produce un fuerte impacto sobre los suelos y la vegetación al ser removidos los mismos al inicio del proceso. El objetivo de este trabajo es realizar un análisis preliminar de la revegetación natural de una cantera de caliza que ha cesado su actividad hace 10 años. La mencionada cantera, se encuentra ubicada sobre el faldeo norte de los cerros Tetas de Pineda, a 15 8 km al noreste de Comodoro Rivadavia. Se trata de un material calcáreo organógeno integrado por valvas de organismos marinos con matriz y cemento calcáreo, perteneciente a la Formación Salamanca. Si bien el espesor de los bancos calcáreos es variable, en frente de cantera se observa una potencia entre 12 y 20 metros, y el contenido en CaC03 varía entre 7 1,6% y 91,8 %. Se relevaron dos aéreas de muestreo, una de control, en una zona no afectada por la explotación (CC1), y la otra en la zona de destape de la cantera (CC2), realizada al inicio de la actividad. Se tomaron muestras de suelo por horizonte y se determinó textura, pH en agua, conductividad eléctrica, materia orgánica, % C, N total, CIC y bases de intercambio (Na, Ca, Mg y Na). En cada sitio se relevó la vegetación mediante transectas de 100 m. Para evaluar el estado actual de la revegetación natural se determinó la riqueza específica, diversidad (índice de Shannon-Wiener) y similaridad (índice de Jaccard). Los suelos son transportados de origen eólico, con secuencia de horizontes A-C, el perfil CC2 presenta fragmentos rocosos en superficie que se corresponde con el material calcáreo organógeno explotado, el cual aparece como una capa R a los 25 cm. La cobertura vegetal es de 30% en CC1 y 15% en CC2, la cual en está representada por*: Colliguaja interrgerrima, Grindelia chiloensis, Erodium cicutarium, Festuca argentina, Berberis heterophylla, Poa lanuginosa y Frankenia patagónica.* En ambos sitios las texturas fueron franco arenosa, los suelos son no salinos - no alcalinos, están pobremente provistos de materia orgánica, altamente desprovistos de N total, la saturación en bases es mayor al 100% y la CIC es muy alta. En cambio difieren en los valores de pH, el cual aumenta en el CC2 (moderadamente alcalino), y en la relación C/N, la cual supera el valor de 30 para este sitio, siendo la inmovilización del nitrógeno mayor a la mineralización. Considerando el análisis de la vegetación, la riqueza específica en ambos sitios fue igual (S=6), mientras que la diversidad fue mayor en CC1. El índice de Jaccard (0,71) indicaría que en ambos sitios se comparten la mayoría de las especies relevadas (5). La especie dominante en el área degradada, fue *Grindelia chiloensis*, pudiendo esta especie colonizar sitios disturbados por actividades extractivas. Estos resultados nos indican que el área afectada por la explotación tiende a una comunidad semejante a la natural.

Palabras claves: actividad extractiva, degradación, clima árido

C4P112. REDISEÑO Y ADECUACIÓN DE CUENCAS PARA LA CONSERVACIÓN DEL SUELO Y LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Ramirez, Roxana G. [1]; Wilson, Marcelo G. [2]; Gabioud, Emmanuel A. [2]; Oszust, José D. [3]; Sasal, María Carolina[2]; Cerana, Jorge A.[3]; Marizza, Marta S. [4] y Silvana M. Sione [3].

[1]UTN, Facultad Regional Paraná; [2]INTA, Estación Experimental Paraná. Oro Verde 3101, Entre Ríos, Argentina. [3]UNER, Facultad de Ciencias Agropecuarias. Oro Verde 3101, Entre Ríos, Argentina. [4]UNL, Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas. roxanaguadaluperamirez@yahoo.com.ar

RESUMEN

La problemática de la erosión hídrica es relevante en la provincia de Entre Ríos, afectando casi la mitad de la superficie de tierra firme. Otro aspecto que ha tomado relevancia, especialmente en las últimas décadas, es la deforestación de bosques nativos con el fin de incorporar tierras a la agricultura. El objetivo de este trabajo es proponer la integración de prácticas de sistematización y ordenamiento de tierras con un enfoque a escala de cuenca hidrográfica, como herramientas que contribuyan a disminuir la erosión hídrica del suelo y aumentar el almacenamiento de carbono. El trabajo se desarrolló en el área de influencia de la Aldea Santa María, que actualmente por Ley constituye un área obligatoria de conservación de suelos, prevalece la actividad agrícola-ganadera e involucra 6 subcuencas. Se plantearon diferentes escenarios con el propósito de evaluar el control y/o reducción de la pérdida de suelos y el aumento del carbono en suelo y vegetación. Se destaca la importancia de la sistematización de tierras a dicha escala, que involucre el aumento estratégico de la superficie con vegetación natural a través de la incorporación de elementos lineales y de la conexión entre los parches de bosques aislados, mejorando la funcionalidad del paisaje agroecológico e incrementando la captura de carbono, como vía de integración para la conservación de los servicios ecosistémicos. En tal sentido, se estimó un incremento del 8,5% del stock total de Carbono (16.317 t) en una subcuenca de 2.473,93 ha, cuando se plantea un nuevo escenario de tales características, respecto a una línea base donde prevalecen lotes agrícolo-ganaderos sin sistematizar y fragmentación de hábitats.

Palabras claves: Pérdida de suelo, Carbono del suelo, Escurrimiento

INTRODUCCIÓN

La erosión hídrica es una de los principales limitantes de la producción agropecuaria en la provincia de Entre Ríos a causa del paisaje ondulado y de la baja permeabilidad que tienen los suelos en gran parte del territorio, lo que le confiere una alta susceptibilidad. La erosión hídrica en la provincia afecta una superficie de 3.939.954 ha, lo que representa casi el 50% de la superficie de tierra firme, siendo los Departamentos más afectados, Diamante, Paraná, Nogoyá, Victoria y Uruguay.

En base a investigaciones, desarrollos tecnológicos e innovaciones realizadas en el INTA junto al Gobierno provincial y la UNER, como así también el aporte de la comunidad mediante la visualización de los problemas originados por la erosión hídrica, se sancionó la Ley Provincial Nº 8318 de Conservación de Suelos. Dicha ley se encuentra instrumentada y vigente en la actualidad y es una característica distintiva de Entre Ríos por la cual se prevé el acceso a estímulos a productores agropecuarios a través de una reducción diferencial en el valor del impuesto inmobiliario rural a modo de compensación por promover las buenas prácticas para la conservación y manejo del suelo. La Aldea Santa María, actualmente Capital Provincial de la Conservación del Suelo según decreto N° 2697/95, fue pionera en adoptar este conjunto de técnicas alternativas para la reducción de la degradación de los suelos.

Además de la conservación del suelo, para evitar las pérdidas por erosión de nutrientes y suelo, cobra vital importancia en la actualidad la conservación del carbono de suelo. En este sentido los bosques nativos y los sistemas agroforestales juegan un rol preponderante en el ciclo global del carbono, regulando el intercambio gaseoso entre la biomasa vegetal, el suelo y la atmósfera. A su vez, los suelos son importantes en la mitigación del cambio climático, a través del almacenamiento de carbono y en la reducción de las emisiones de gases del efecto invernadero. El aporte de los residuos por parte de los cultivos influye en el balance de carbono del suelo (Eclesia *et al.,* 2015), y las buenas prácticas de manejo en el uso de la tierra, permiten regular el balance del carbono total en suelos, incrementando la materia orgánica en superficie. Asimismo, tanto la forestación como la reforestación constituyen prácticas eficaces para el secuestro de carbono atmosférico (FAO, 2002).

El objetivo de este trabajo es proponer la integración de prácticas de sistematización y ordenamiento de tierras con un enfoque a nivel de cuenca hidrográfica, como herramienta que contribuya a disminuir la erosión hídrica del suelo y aumentar el almacenamiento de carbono, promoviendo la conservación de servicios ecosistémicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del Área de Estudio

La Aldea Santa María se encuentra ubicada en el Distrito Tala, departamento Paraná, situado aproximadamente a 70 km de Paraná, capital de la provincia de Entre Ríos. El área de estudio abarca una superficie aproximada de 9820 ha, que se encuentra comprendida entre 31º 39´ 28,97´´ y 31º 36´ 47,12´´ Latitud Sur y 60º 3´58,10´´ y 59º 55´43,34´´ Longitud Oeste. La ubicación de la zona de análisis se observa en la Fig. 1.

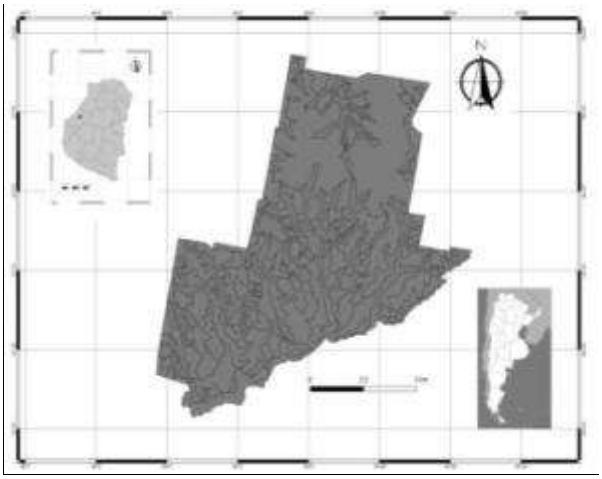


Figura 1. Ubicación geográfica del Sitio piloto Aldea Santa María en la provincia de Entre Ríos.

Esta región presenta un clima templado húmedo de llanura, que es apropiado para la práctica de cultivos de cereales, oleaginosas y forrajes de secano. La precipitación media anual es de aproximadamente 1200 mm. El régimen térmico es templado; la temperatura media diaria anual es de 18,5 ºC y varía entre 25,0 ºC en enero y 12,0 ºC en julio, con una amplitud térmica de 13,0 ºC. El período más lluvioso es de septiembre a abril, con un registro del 83 % del total anual de las precipitaciones. Los bosques nativos del centro-norte de Entre Ríos, pertenecen a la provincia fitogeográfica del Espinal, correspondiente al Dominio Chaqueño. Actualmente, el área de la Aldea Santa María registra una superficie de 3.273 ha de bosques nativos, donde se pueden identificar distintas categorías de bosques desde bosques prístinos, sucesionales, renovales y selvas en galerías (Lucas Fanoni, com. Pers.). Los suelos del área se agrupan en los siguientes órdenes: Alfisoles, Molisoles y Vertisoles. El 69 % de la superficie de los suelos pertenecen al orden Vertisol, le siguen en importancia los Molisoles (19 %) y los Alfisoles (12 %). La mayoría de estos suelos presentan algún grado de susceptibilidad a los procesos erosivos (Plan Mapa de Suelos, 1997).

Los patrones topográficos prominentes del departamento Paraná dan origen a una amplia densidad de cursos de agua. Este relieve se caracteriza por estar formado por una gran sucesión de lomadas que se encuentran separadas por valles anchos y aplanados, que adicionado a las características de intensidad-duración que presentan las lluvias dan origen al desarrollo de una compleja e importante red hidrográfica. La Aldea Santa María está localizada en la superficie hidrográfica del Arroyo Las Conchas, que tiene sus nacientes en las estribaciones australes de la cuchilla de Montiel; sus aguas escurren en la dirección sur-suroeste y se vierten al río Paraná a unos pocos kilómetros al norte de la ciudad de Paraná, capital de la provincia de Entre Ríos.

Proyección de Escenarios para favorecer la Conservación del Suelo y los Servicios Ecosistémicos

Con ayuda del Sistema de Información Geográfico, a través del uso de los softwares HEC-HMS 4.1 y ARCGIS, se determinó la proyección de las subcuencas inscriptas en el sitio piloto y con la superposición de las capas se logró clasificar el uso de la tierra para el área de estudio de la Aldea Santa María (Fig. 2, a), y su proyección sobre las subcuencas delimitadas (Fig. 2, b). Una vez delimitadas todas las subcuencas comprendidas en la zona se seleccionó una

de ellas, que en este caso fue la subcuenca IV (Fig. 2 b.), ya que dicha subcuenca es la que presenta mayor pérdida de suelo por erosión hídrica (Ramírez *et al.*, 2016), además de cubrir la mayor superficie en el Sitio Piloto.

La metodología que se presenta en este trabajo plantea tres escenarios diferentes con el propósito de evaluar el control y/o reducir la pérdida de suelos y aumentar el carbono en suelo y vegetación, que además de mejorar los aspectos que hacen a su conservación integre a los servicios ecosistémicos.

- Primer Escenario

En base a relevamientos realizados en el marco de la cartografía social, se pudo conocer que en el sitio piloto de estudio se han desarrollado trabajos de deforestación como resultado de la acción antrópica, con el propósito de incrementar las áreas productivas. Esto ha conducido a una fragmentación del bosque en pequeños parches aislados de vegetación, afectando la provisión de hábitat de las especies y la alteración del carbono en suelo. En este escenario se propone la acción de la reforestación, conectando los parches de vegetación aislados y la vegetación marginal de los cursos de agua. Además se incluye la incorporación de elementos lineales de vegetación espontánea, tales como los bordes de alambrado y banquinas, que promuevan la conexión de parches de vegetación existentes. En los agroecosistemas, estos elementos se pueden delinear a través de tramos rectos o curvos que acompañen el diseño del terreno natural. También se considera la posibilidad de incorporar terrazas reservorios (Oszust *et al.*, 2014) que comuniquen los elementos lineales y/o parches de vegetación, las cuales se diseñan en base a las curvas de nivel para favorecer el escurrimiento de los cursos de agua natural permanentes y/o temporarios beneficiando los corredores naturales de la biodiversidad y el almacenamiento de carbono en suelo.

- Segundo Escenario

En este segundo escenario sólo se considera la incorporación de técnicas de conservación de suelos en la subcuenca, con respecto a la línea de base, es decir que se incorporan terrazas con pendientes no erosivas y se mantiene el bosque natural, sin realizar cambios en lo que respecta a la vegetación. Para el diseño de estas terrazas se pueden considerar las terrazas de lomo angosto no sembrables o las terrazas de lomo ancho sembrables. En todos los casos, los diseños de estas terrazas serán planificadas a nivel de cuenca excediendo los límites de lotes por propietario, teniendo en cuenta el diseño natural del terreno y las curvas de nivel. Con esta intervención se lograría a futuro reducir la pérdida de erosión del suelo de la superficie en estudio.

- Tercer escenario

En este escenario se propone la implementación conjunta de los dos escenarios anteriores, por lo que se considera el 12 % de bosque actual y el 8,5 % de bosque nativo a reforestar, alcanzando un total del 20,5 % de bosque respecto de la superficie total de la subcuenca IV. Además se incorpora un cambio en el uso de la tierra, a través de la implementación obligatoria de las buenas prácticas conservacionistas en todos los lotes productores, introduciendo la construcción de terrazas a nivel de cuenca. A través de este escenario se estaría controlando la pérdida de suelo por erosión hídrica e incrementando el stock de carbono en los suelos.

Los ambientes productivos rurales no sólo constituyen los espacios dedicados a la producción agrícola-ganadera sino que también proveen hábitat para una gran variedad de especies de flora y fauna. En estos ambientes productivos se identifican algunos problemas como la degradación de los suelos por erosión hídrica, la fragmentación y deforestación de áreas boscosas y la disminución de la biodiversidad, afectando la estructura natural de bosques, praderas y humedales.

La propuesta de estos escenarios tiene por objetivo mitigar la erosión del suelo y aumentar el stock de carbono en el suelo, mejorando la estructura y funcionalidad del bosque nativo, a través de la propuesta de reforestación en áreas clave que sirvan de protección a los cursos naturales de agua, la implementación de terrazas reservorios y la conexión entre parches de monte a través de elementos lineales del paisaje. Con la información recabada para cada uno de los escenarios propuestos, se estimó la producción de sedimentos para la subcuenca seleccionada, considerando las precipitaciones para las tormentas registradas en el sitio de estudio (Ramírez *et al*., 2016), logrando simular cada una de las situaciones proyectadas a diez años.

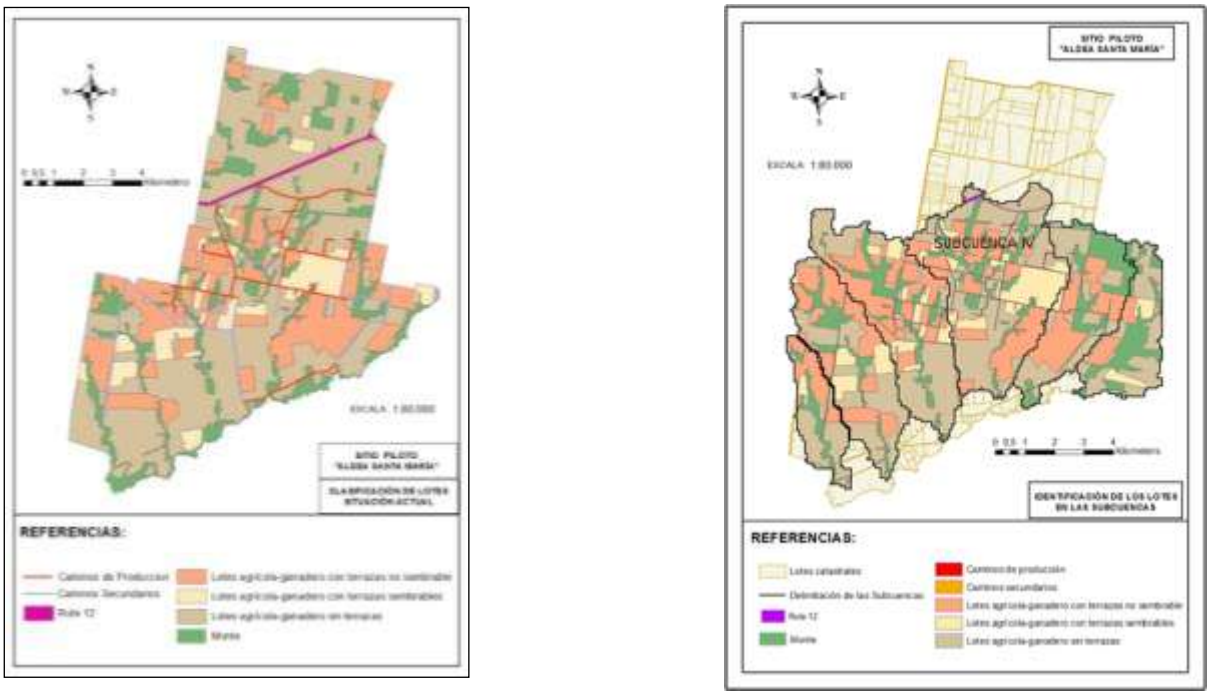


Figura 2.a) Mapa de ubicación actual de lotes con diferentes manejos y usos del suelo. **b)** Mapa que identifica los lotes en las subcuencas proyectadas en el Sitio Piloto Aldea Santa María (destacando la subcuenca seleccionada: IV).

Almacenamiento de Carbono Orgánico en el Suelo y sobre el Suelo

Los componentes de carbono (C) que se midieron son la biomasa aérea sobre el suelo, hojarasca (rastrojo) y el suelo. Se trabajó en 60 lotes de productores en el marco del Proyecto GEF PSE 3623, tomando 4 usos de la tierra como tratamiento: lotes con bosques nativos, lotes con sistemas agrícola-ganaderos sin terrazas (SAGST), con terrazas sembrables (SAGTS) y con terrazas no sembrables (SAGTNS). Para determinar el stock de C en el área de influencia de la Aldea Santa María se tuvo en cuenta además del uso de la tierra, el tipo de suelo. Las variables de suelo empleadas en este método para obtener la cantidad de C en suelo (hasta los 30 cm separadas de 0-5 cm, 5-15 cm y 15-30 cm, por tres repeticiones) y la densidad aparente del suelo (DAS).

La concentración del C se determinó en el Laboratorio de Suelos y Vegetales de la EEA, Paraná (INTA) mediante combustión seca con un instrumento LECO. Los valores de C obtenidos para cada componente fueron extrapolados a la extensión total del área el sitio piloto según el uso de la tierra. En base a ello se determinó el almacenamiento total de C a nivel de subcuenca que incluya de manera conjunta el stock de carbono en suelo, la cuantificación del carbono almacenado en la biomasa vegetal aérea (árboles, arbustos y hierbas) y en la necromasa (madera caída y hojarasca) (Andrade *et al.*, 2014).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la subcuenca de estudio, se observa una mejora en cada uno de los escenarios propuestos con respecto a la situación actual o línea base. En la Tabla 1 se muestran los resultados de la producción anual de sedimentos.

Tabla 1: Producción anual de sedimentos

Escenarios	As (t/ha/año)
Situación Actual	29,06
1° Escenario	26,42
2° Escenario	25,02
3° Escenario	18,90

Referencia: As es Producción anual de sedimentos expresados en toneladas / hectáreas al cabo de un año.

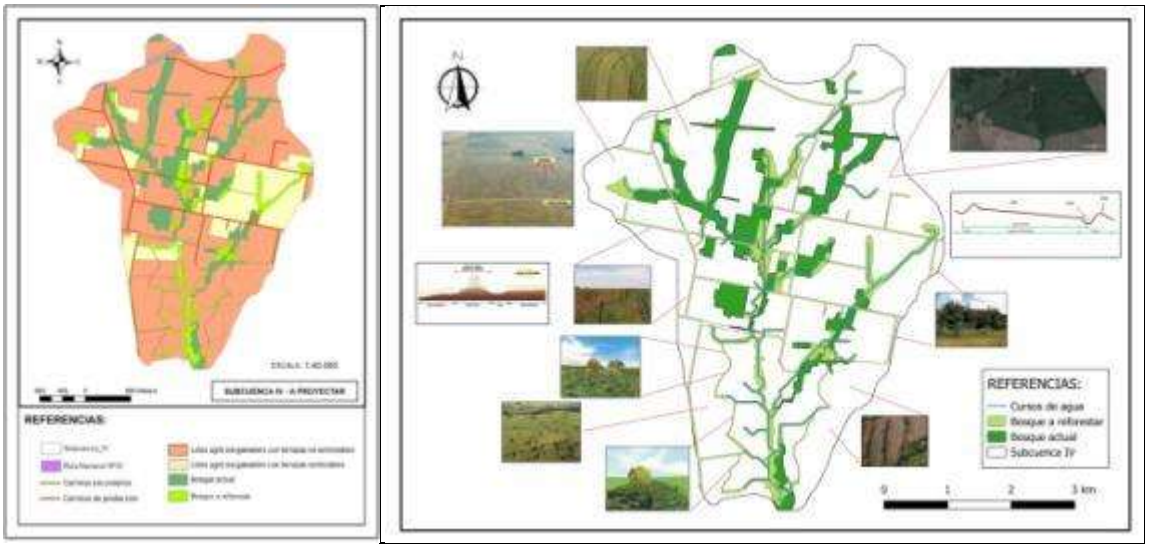


Figura 3 a). Mapa que representa el tercer escenario de la subcuenca IV proyectada a futuro. **b).** Mapa de descripción a detalle de los elementos incorporados en este escenario.

Tabla 2: Almacenamiento de Carbono total que comprende el área de la subcuenca IV comparando la condición actual y los diferentes escenarios propuestos.

Almacenamiento de Carbono Línea Base			
Sistema	**Área (ha)**	**Carbono (t C/ha)**	**Total Carbono (t C)**
Caminos rurales	79,78	0	0
Bosque nativo	296,36	144,7	42883,29
SAGST	1070,08	70,2	75119,62
SAGTNS	638,22	70,9	45249,80
SAGTS	389,49	73,7	28705,41
Total	***2473,93***		***191958,12***
Almacenamiento de Carbono Primer Escenario			
Sistema	**Área (ha)**	**Carbono (t C/ha)**	**Total Carbono (t C)**
Caminos rurales	79,78	0	0
Bosque nativo	296,36	144,7	42883,29
Monte a proyectar	193,51	144,7	28000,90
Terraza reservorio	4,80	144,7	694,56
Elementos lineales	11,90	144,7	1721,93
SAGST	973,20	70,2	68318,64
SAGTNS	1550,08	70,9	40900,79
SAGTS	337,50	73,7	24873,75
Total	2473,93		207393,86
Almacenamiento de Carbono Segundo Escenario			
Sistema	**Área (ha)**	**Carbono (t C/ha)**	**Total Carbono (t C)**
Caminos rurales	79,78	0	0
Bosque nativo	296,36	144,7	42883,29
SAGTNS	1708,30	70,9	121118,47
SAGTS	389,49	73,7	28705,41
Total	***2473,93***		***192707,17***
Almacenamiento de Carbono Tercer Escenario			
Sistema	**Área (ha)**	**Carbono (t C/ha)**	**Total Carbono (t C)**
Caminos rurales	79,78	0	0
Bosque nativo	296,36	144,7	42883,29
Monte a proyectar	193,51	144,7	28000,90
Terraza reservorio	4,80	144,7	694,56
Elementos lineales	11,90	144,7	1721,93
SAGTNS	1550,08	70,9	109900,67
SAGTS	337,50	73,7	24873,75
Total	***2473,93***		***208075,10***

Referencia: SAGST: lotes con sistemas agrícola-ganadero sin terrazas, SAGTNS: lotes con terrazas no sembrables y SAGTS: lotes con terrazas sembrables

Se observa que en el tercer escenario planteado se reduce notablemente la producción anual de sedimentos con respecto a la situación actual, lo cual estaría corroborando una disminución de la pérdida de suelo por erosión hídrica, a causa de la reforestación e incorporación de vegetación nativa junto a la construcción de terrazas diseñadas a nivel de cuenca. En la Fig. 3 a) se presenta el mapa del tercer escenario propuesto en la subcuenca IV y en la Fig. 3 b) se realiza una descripción a detalle de dicha subcuenca en donde se describen los diferentes elementos que se incorporan para la conservación de servicios ecosistémicos. La Tabla 2 muestra el almacenamiento de carbono total para la situación actual y los tres escenarios simulados, en el cual se destaca el tercer escenario, en donde se considera la implementación de las técnicas de construcción de terrazas y reforestación con especies nativas en los sitios de mayor vulnerabilidad frente a la erosión hídrica, obteniendo los mejores resultados.

Al comparar el almacenamiento de C de la subcuenca IV, entre la línea base y el escenario 3, se puede destacar que el total de Carbono en t se incrementó en 16317 t (8.5%), como consecuencia de los mecanismos de reforestación, implementación de terrazas reservorios y elementos lineales; y también a causa de los cambios en las prácticas conservacionistas en el uso de los suelos fomentando la construcción de terrazas en aquellos lotes sin terrazas.

CONCLUSIONES

Del trabajo desarrollado se destaca la propuesta del tercer escenario, que contempla una combinación de sistematización de tierras a nivel de cuenca, mediante la construcción de terrazas de evacuación de excedentes hídricos, y reforestación con especies nativas, contribuyendo a la mejora de la estructura y funcionalidad de los ambientes agroecológicos, con el bosque nativo como elemento clave para la conservación e integración de los servicios ecosistémicos. De esta manera, se logra mitigar la pérdida de suelo por erosión hídrica e incrementar el carbono total. También es importante destacar el incremento estimado en el stock total de carbono en la subcuenca, cuando se plantea un nuevo escenario, que involucra la integración de técnicas conservacionistas.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo se realizó en el marco del Proyecto GEF3623 (PNUD ARG/10/G49-PNUMA 4B85) "*Incentivos para la Conservación de Servicios Ecosistémicos de Importancia Global en la Argentina*", ejecutado en forma conjunta por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, el INTA y el Gobierno de Entre Ríos.

BIBLIOGRAFÍA

- Andrade, HJ; MG Wilson; S Sione; MC Sasal; EA Gabioud; JD Oszust; C Pioto; A Kemerer & L Fanoni. 2014. Estimación de línea de base de carbono en proyecto en Sitio Piloto Entre Ríos. Informe Interno EEA INTA Paraná. 25 p
- Eclesia, RP; G Piñeiro & EG Jobbagy. 2015. Balance del carbono edáfico en forestaciones y pasturas subtropicales: Análisis de los ingresos y egresos de carbono al suelo. El impacto de los Sistemas actuales de cultivo sobre las Propiedades Químicas del Suelo y sus efectos sobre los Balances de Carbono., 62-66.
- FAO (2002). Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo se la tierra. Capítulo 3, 17-19.
- Oszust, J.D.; MG Wilson; EA Gabioud & MC Sasal. 2014. Importancia y función de la sistematización de tierras para la conservación del suelo y la biodiversidad. En: (Zaccagnini, M.E.; Wilson, M.G. y J.D. Oszust, eds.; 95 pp) Manual de buenas prácticas para la conservación del suelo, la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos. Área piloto Aldea Santa María. 1ª. Edición. Programa Naciones Unidas para el Desarrollo – PNUD. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable dela Nación; INTA. Bs. As. pp 47-56. ISBN 978-987-1560-55-4.
- Ramírez, R; MG Wilson; M Marizza & EA Gabioud. 2016. Predicción de la pérdida de suelos aplicando MUSLE en Aldea Santa María, Entre Ríos. Revista RADI. 8: 36-43. ISSN 2314-0925.
- Plan Mapa de Suelos. Área de jurisdicción de la Aldea Santa María, Departamento Paraná, Provincia de Entre Ríos. Acuerdo complementario del convenio INTA – Gobierno de Entre Ríos. Serie Relevamiento de Recursos Naturales Nº 16. (1997).

-

C4P113. EVALUACIÓN DE ESPECIES DE CULTIVOS DE COBERTURA EN SUELOS POST ANEGAMIENTO

Rampo, Mauro[1]; Barraco, Mirian[1]; Girón, Paula[1]; Miranda, Walter[1] y Lobos, Martín[2].

1 INTA General Villegas. San Martin 26. General Villegas. Buenos Aires. Argentina. rampo.mauro@inta.gob.ar
2 Becario doctoral CONICET/INTA

RESUMEN

Los cultivos de cobertura (CC) aportan numerosos beneficios en los sistemas de producción y su utilización viene incrementándose a lo largo de estos años. La mayor parte de los estudios en Argentina han evaluado diferentes especies buscando maximizar el uso de los recursos, en especial del agua. Sin embargo, no hay antecedentes acerca sobre qué estrategia sería recomendable utilizar en lotes que hayan sufrido anegamientos primavero-estivales. El objetivo de este estudio fue evaluar la acumulación de materia seca (MS), uso consuntivo (UC), eficiencia en el uso del agua (EUA) y % de cobertura de suelo generada por diferentes especies de CC en un suelo que permaneció anegado por un período prolongado. Para esto, se establecieron 5 tratamientos de CC: centeno ciclo corto (cc) y centeno ciclo intermedio (ci), avena, triticale y tricepiro. La producción de MS al momento de secado fue de 11638, 10268, 8662, 12546 y 10916 kg MS ha^{-1} para centeno cc, centeno ci, avena, triticale y tricepiro, respectivamente. Avena, triticale y tricepiro presentaron un ciclo de crecimiento más largo y consumieron un 19% más de agua que los centenos. Triticale y tricepiro se destacaron por un mayor porcentaje de cobertura del suelo a fin de invierno.

Palabras claves: gramíneas, porcentaje de cobertura, manejo post inundación

INTRODUCCIÓN

Los cultivos de cobertura (CC) cumplen múltiples funciones en los sistemas productivos de Argentina. Numerosos estudios muestran beneficios tales como aumentar el stock de carbono o atenuar la pérdida del mismo, mejorar las condiciones físicas de los suelos, evitar la pérdida de nutrientes durante el barbecho (Fernández *et al*., 2005; Restovich *et al*., 2008; Scianca, 2010), mejorar la infiltración de agua en el suelo (Álvarez *et al*., 2009) y, mediante la cobertura que dejan sus residuos, reducir la evaporación directa (Blanco-Canqui *et al*., 2015) y facilitar el control de malezas (Scianca *et al*., 2008; Fernández & Quiroga, 2009).

En ambientes subhúmedos tales como la región de la pampa arenosa generalmente la mayor parte de los estudios relacionados a la dinámica hídrica en sistemas con inclusión de CC se relacionaron con la búsqueda de alternativas que maximicen la eficiencia de uso de agua. En este sentido la especie centeno generalmente mostró mejores resultados por su mejor adaptación a condiciones de déficit hídrico, frío y por su ciclo más corto con respecto a otras especies permite un secado más temprano y una temprana recarga de la humedad edáfica del perfil del suelo. Sin embargo, ante la problemática de inundaciones se podría seleccionar cultivos ineficientes en el uso de agua, para permitir un mayor consumo de agua, mejorar la transitabilidad de los lotes, deprimir napas, mantener cubierto el suelo para evitar el ascenso de sales, entre otras.

Si bien muchos estudios han comparado especies de CC de diferente largo de ciclo, no hay antecedentes acerca sobre qué estrategia sería recomendable utilizar en lotes que hayan sufrido anegamiento por un período cercano a 3 meses. Por lo tanto, este trabajo tiene como objetivo evaluar la acumulación de materia seca (MS), uso consuntivo (UC), eficiencia en el uso del agua (EUA) y % de cobertura de distintas especies de CC con diferente largo de ciclo en un suelo que ha sufrido anegamiento por un período prolongado.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en la Estación Experimental Agropecuaria del INTA de General Villegas (Drabble, Buenos Aires, Argentina) durante la campaña 2017/2018, sobre un suelo clasificado taxonómicamente como Hapludol Típico.

El ensayo se estableció en un lote donde el cultivo antecesor se perdió como consecuencia del anegamiento provocado por la abundancia de precipitaciones (Figura 1). El cultivo antecesor fue un maíz sembrado en los primeros días de octubre de 2016 y fue fertilizado a la siembra con 17 kg ha^{-1} de P en forma de fosfato monoamónico (9-52-0) y 57 kg ha^{-1} de N en forma de urea (0-46-0).

Los 5 tratamientos fueron: centeno (*Secale cereale L.*) cv. Don Ewald INTA (ciclo corto), centeno (*Secale cereale L.*) cv. Don José INTA (ciclo intermedio), avena (*Avena sativa L.*) cv. Violeta INTA, triticale (X *Triticosecale Wittmack*) cv. ONA INTA y tricepiro (*X Triticosecale X Agroticum*) cv. Don René INTA.

Los CC se sembraron el 13 de marzo con una densidad de 280 plantas m^{-2}, con una distancia entre surcos de 0,175 m, sin fertilización nitrogenada ni fosforada. El contenido de N de NO^-_3 en las capas de 0 a 60 cm al momento de la siembra fue de 100 kg N ha^{-1}. El secado de los CC se realizó en estadios de 50% de antesis en cada especie, mediante la aplicación de 2 l ha^{-1} de glifosato. 15 días después de la emergencia (DDE) se realizaron recuentos de plántulas en cada una de las parcelas, para estimar el número de plantas logradas m^{-2}. Se calculó la eficiencia de implantación como plantas logradas m^{-2}/semillas sembradas m^{-2} * 100.

Se estimó la acumulación de MS mediante cortes sistemáticos de cada uno de los tratamientos evaluados. Las fechas de los cortes fueron: 45, 82, 107, 120, 134, 143, 149, 157, 163, 171, 179, 187 y 200 DDE. La diferencia en el número de cortes totales se debió al diferente largo de ciclo de las especies evaluadas. Los cortes se realizaron sobre una superficie de 0,26 m^{-2} y el material fue colocado en estufa a 100ºC hasta alcanzar peso constante.

Se evaluó el porcentaje de cobertura con la aplicación Canopeo app a los 66, 78, 106, 120, 134, 143, 149, 157, 163 y 171 DDE. La aplicación Canopeo para Matlab, iOS y Android, se puede descargar en www.canopeoapp.com.

Se determinó el contenido de agua al momento de la siembra y secado de los CC hasta 1,4 m de profundidad en estratos de 0,20 m. El agua disponible (AD) en mm de cada capa, se calculó afectando el porcentaje de humedad con la densidad aparente del suelo y restando el contenido de agua en punto de marchitez permanente.

Se calculó el uso consuntivo (UC) de los CC, como la suma del AD al momento de la siembra y las precipitaciones ocurridas durante el periodo de crecimiento y luego se restó el AD al momento de secado de los CC (López & Arrue, 1997). Se estimó la eficiencia de uso de agua (EUA) mediante el cociente entre MS y UC durante el periodo de crecimiento de cada una de las especies evaluadas.

El diseño fue en bloques completos al azar con 4 repeticiones. Los resultados se analizaron mediante ANOVA (Di Rienzo *et al*., 2011). Para comparar las medidas repetidas en el tiempo se realizaron análisis de modelos mixtos con el software estadístico R (R Core Team, 2017). Debido a la falta de homocedasticidad, se trabajó con un modelo heterocedástico, donde se ajustó un modelo con varianzas distintas para la variable fechas, ya que el AIC generado comparado al empleo de otro ajustes como al de bloque y tratamientos, fue menor. A su vez, se probaron modelos de correlación alternativos y por medio de AIC se seleccionó el modelo autorregresivo de orden 1 ya que los días entre cortes no fueron los mismos. El p-valor considerado para todos los análisis fue de 0,1 y el test utilizado fue DGC.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como consecuencia de elevadas precipitaciones en el mes de octubre de 2016 (Figura 1) el cultivo antecesor (maíz) de los CC se perdió en su totalidad y el lote permaneció con encharcamientos recurrentes hasta finales del mes

febrero de 2017. Al momento de instalar el ensayo el suelo se presentaba sin cobertura vegetal y con nivel freático a 70 cm.

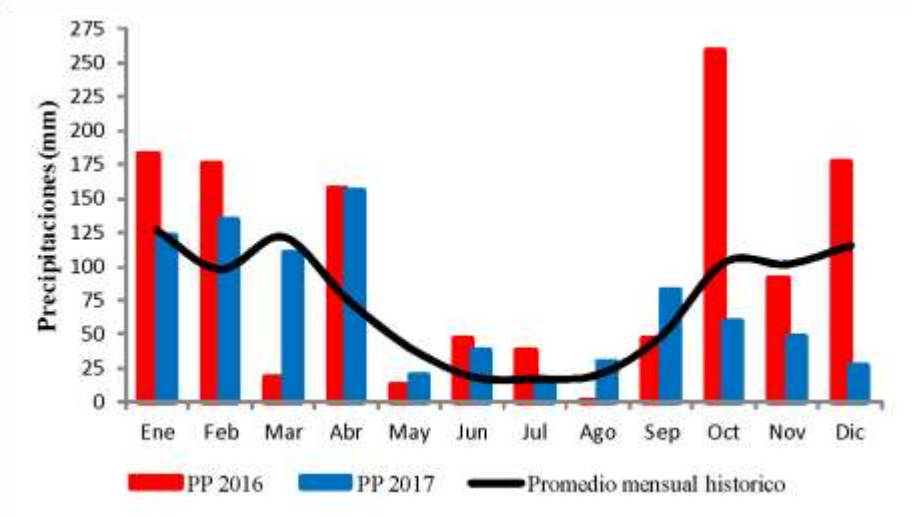


Figura 1. Promedio histórico de precipitaciones (PP) mensuales (1974-2017, línea sólida) y de los años 2016 y 2017. Datos Estación meteorológica de la EEA INTA General Villegas.

En promedio el número de plantas logradas fue de 168 plantas m^{-2}, lo que representa una eficiencia de implantación promedio del 61%. Sin embargo, hubo diferencias significativas entre tratamientos, la avena logró 210, el centeno ciclo corto 174, triticale 155, tricepiro 155 y centeno ciclo largo 147 plantas logradas m^{-2}, lo que representa una eficiencia de 75, 62, 55, 55 y 52%, respectivamente. La avena se diferenció significativamente del resto de las especies (Figura 2).

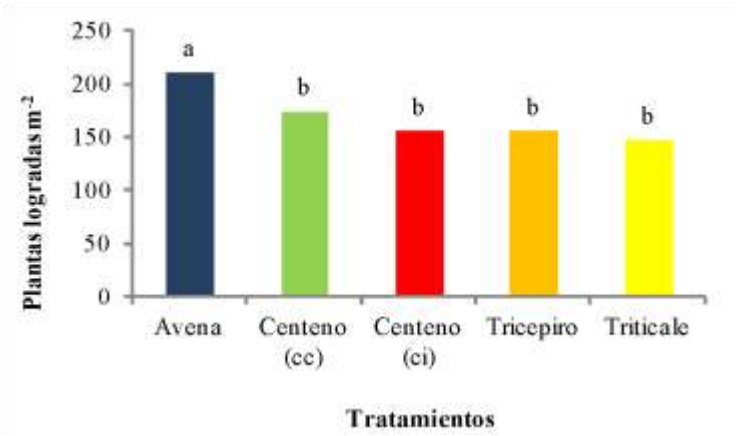


Figura 2. Plantas logradas m^{-2} 15 días después de la emergencia para los tratamientos: avena, centeno ciclo corto (cc), triticale, tricepiro y centeno ciclo intermedio (ci).

No se observó interacción (p=0,25) entre fecha de corte y cultivar de centeno. Se registraron diferencias significativas (p<0,1) entre cultivares de centeno, a favor del ciclo corto, a lo largo de todas las fechas de corte. En promedio, el cv. Don Ewald acumuló 12,4% más de MS que cv. Don José (Figura 3).

Tampoco se registró interacción (p=0,62) entre cultivares y fechas de corte, para el resto de los tratamientos. Sin embargo, se observaron diferencias significativas (p<0,1) entre especies. El tricepiro y el triticale se diferenciaron significativamente de la avena, acumulando en promedio +20,6% de MS (Figura 3). En ambas especies se observó una producción de MS superior a 10000 kg ha^{-1} al momento del secado (corte del 5/10). Resultados similares obtuvieron

Bertolla *et al*., (2012) quienes informaron producciones de MS de triticale en antesis superiores a los 10000 kg ha^{-1} en experimentos realizados sobre un suelo Argiudol típico del INTA Marcos Juárez. Grassi *et al*., (2011) trabajando con tricepiro en Río Cuarto obtuvo producciones de 9000 kg MS ha^{-1}. En Balcarce y con la misma fecha de siembra que el ensayo en General Villegas en 1993, Brizuela *et al*., (1997), lograron 8058 kg MS ha^{-1} de tricepiro. La menor productividad de avena con respecto a las demás especies podría ser atribuida, en parte, a la infestación con roya amarilla (*Puccinia striiformis*) y roya anaranjada (*Puccinia recondita*), favorecidas por las condiciones ambientales predisponentes (temperaturas frescas, formación de rocío durante varias horas) ocurridas durante el ciclo de producción.

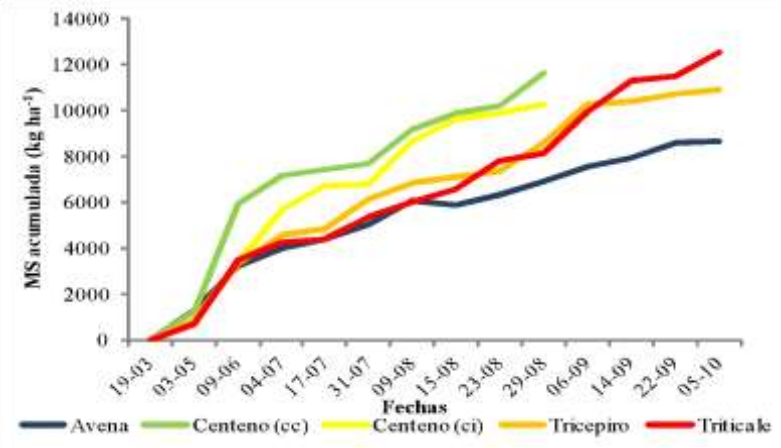


Figura 3. Materia seca (MS) acumulada en kg ha^{-1} en diferentes fechas de corte para los tratamientos: avena, centeno ciclo corto (cc), centeno ciclo intermedio (ci), tricepiro y triticale.

El porcentaje de cobertura presentó interacción significativa ($p<0,01$) entre tratamientos y fechas de evaluación. Al inicio de las evaluaciones (24 de mayo, 66 DDE) el porcentaje de cobertura fue en promedio del 71%. El centeno cv Don José registró menor valor al resto (62%), diferenciándose significativamente del resto (Figura 4). En la segunda y tercer fecha de muestreo no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos y el nivel de cobertura se mantuvo constante entre estos dos momentos, con un valor promedio de 75%. A partir del 17 de julio (120 DDE) se observó una importante caída en el % de cobertura del centeno Don Ewald, llegando a 38% una semana previa a su secado. Esto se debió a la estructura del cultivar que, al llegar a estadios reproductivos tiene un porte erecto, sumado a la senescencia de las hojas basales. En el resto de los CC el % de cobertura fue disminuyendo a tasas menores y se observó interacción entre los cultivos según el momento de evaluación. A fines de agosto la especie tricepiro presentaba un 69% de cobertura, diferenciándose significativamente de triticale (63% cobertura), de avena y centeno cv. Don José, (ambas en promedio con 57% de cobertura). El menor valor lo presentó centeno cv. Don Ewald (38%). El porcentaje de cobertura varía en función del porte de cada especie y su acumulación de MS. Si bien estadísticamente no se observaron diferencias sobre el comienzo de la medición, a partir del 2/8 las especies triticale y tricepiro mantuvieron el porcentaje de cobertura por encima de las restantes especies, pero con una menor producción de MS a lo largo del periodo evaluado. Esto podría tener relevancia sobre: la competencia con malezas, o cobertura del suelo y su efecto sobre procesos de evaporación y ascenso de sales (Figura 4). Kruk et al. (2006), concluyen que los CC modifican las condiciones ambientales para la emergencia y crecimiento de las malezas, es decir, la presencia del canopeo modifica, tanto el ambiente térmico y lumínico sobre la superficie del suelo estableciendo flujos de germinación emergencia, como la intensidad de radiación que interceptan las malezas emergidas.

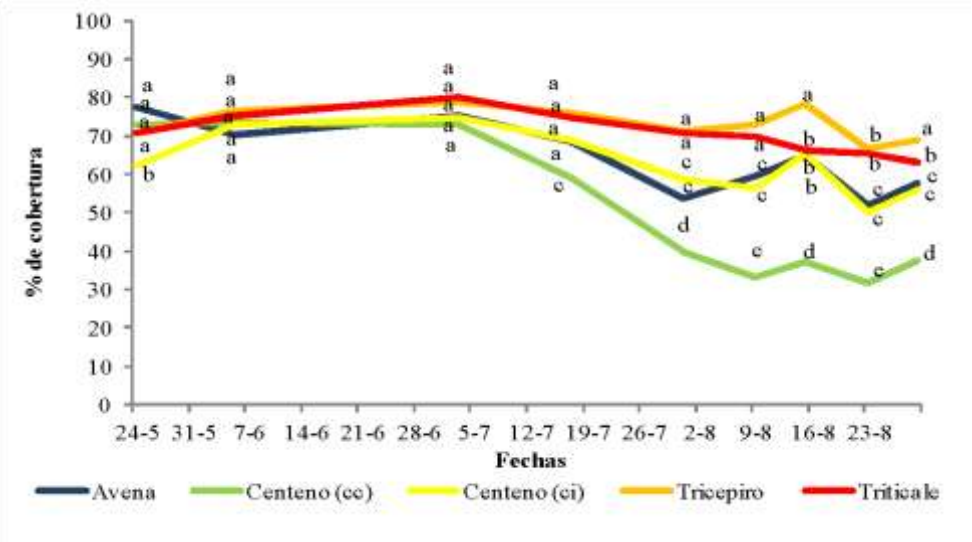


Figura 4: Evolución del porcentaje (%) de cobertura desde el 24 de mayo al 29 de agosto de 2017 para los 5 tratamientos: avena, centeno ciclo corto (cc), triticale, tricepiro y centeno ciclo intermedio (ci). Letras distintas indican diferencias significativas en la interacción tratamiento tiempo (p<0,01).

El UC presentó diferencias significativas entre los tratamientos (p=0,01). Los CC de ciclo más largo presentaron mayor UC (349 mm en promedio), mientras que los CC de ciclo más corto en promedio consumieron 284 mm, es decir 19% menos. Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en la EUA (p=0,41) que fue en promedio de 33 kg de MS por mm de agua consumido. Esta falta de diferencias en la EUA se atribuyó al elevado coeficiente de variación en las mediciones de MS en los diferentes bloques.

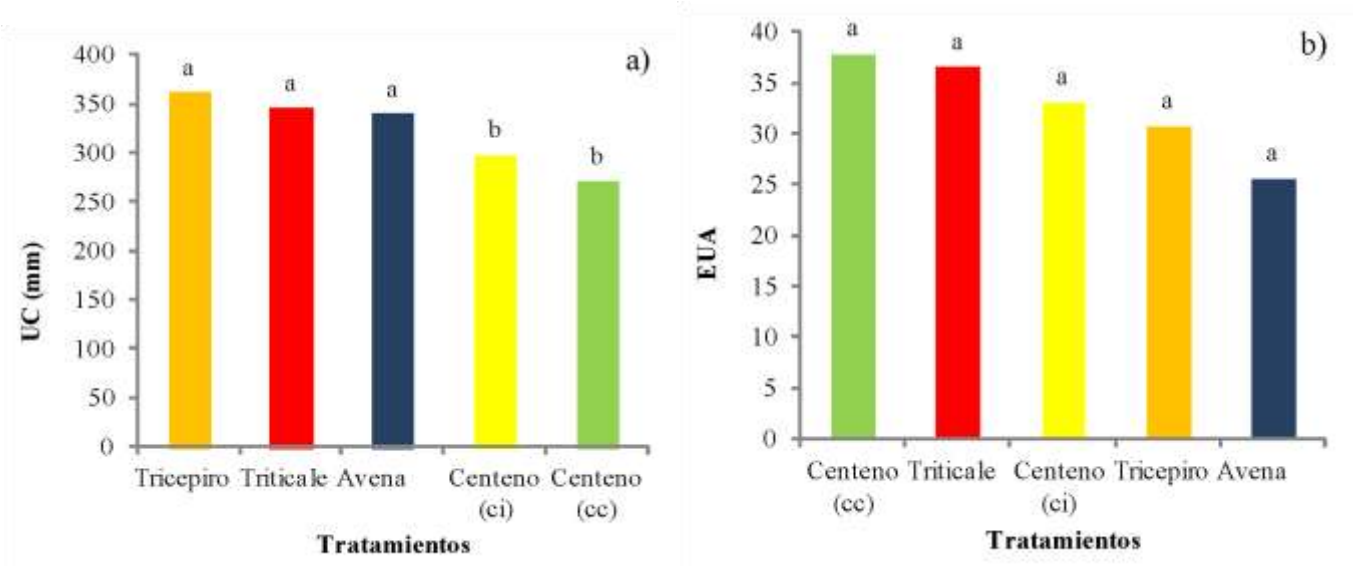


Figura 5: Uso consuntivo (UC) en mm (a) y eficiencia en el uso del agua (b) para los 5 tratamientos: Avena, centeno Don Ewald, Triticale, Tricepiro y centeno Don José.

CONCLUSIONES

La acumulación de MS varió significativamente según las especies y momento de evaluación. Los centenos presentaron una rápida acumulación de MS y el centeno (cc) superó en producción al centeno (ci). Hasta el momento de secado la producción de MS de los centenos fue superior a los otros CC. Los CC de ciclo más largo alcanzaron la producción de MS de los centenos 14 días más tarde. Triticale fue el de mejor producción. La avena produjo menos MS que el resto de los CC.

El % de cobertura varió según la estructura del canopeo y largo de ciclo de cada especie. Tricepiro y triticale fueron los CC que mayor tiempo mantuvieron el % de cobertura.

El UC presentó diferencias significativas entre tratamientos. Los centenos fueron los que menor agua requirieron para su ciclo (menor UC).

Los resultados encontrados durante el primer año de experimento permiten concluir que ante situaciones de anegamientos producidos, la imposibilidad de implantar un cultivo de verano y la influencia de napa, las especies que mejor se adaptan según su ciclo, producción de MS, % cobertura y su mayor UC son, tricepiro y triticale.

AGRADECIMIENTOS

A los auxiliares de la EEA INTA General Villegas del Grupo de Producción Agrícola y Gestión Ambiental. Sres. Pablo Aguero, Agustín Iaconis y Neri Faundes.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, C; Scianca C; Barraco M; Quiroga A y Díaz Zorita M. 2009. Impacto de diferentes coberturas invernales sobre el movimiento de agua en suelo. Jornadas Nacionales Sistemas productivos sustentables: fósforo, nitrógeno y cultivos de cobertura. Bahía Blanca, 10 y 11 de agosto de 2009.
- Bertolla, AM; T Baigorria; DT Gómez; CR Cazorla; M Cagliero; A Lardone; M Bojanich & B Aimetta. 2012. Efecto de la fertilización sobre la eficiencia del uso del agua de especies invernales utilizadas como cultivos de cobertura. En: C Álvarez; A Quiroga; S Diego & M Bodrero (Eds). Contribución de los cultivos de cobertura a la sustentabilidad de los sistemas de producción. 1a Ed. Pp. 138 – 147. La Pampa, Ediciones INTA.
- Blanco-Canqui, H; TM Shaver; JL Lindquist; CA Shapiro; RW Elmre; CA Francis & GW Hergert. 2015. Cover crops and ecosystem services: Insights from studies in temperate soils. Agron.J.107:2449-2474.
- Di Rienzo JA; Casanoves F; Balzarini MG; Gonzalez L; Tablada M; Robledo CW. InfoStat versión 2017. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- Fernández, OA; Leguizamón, ES; Acciaresi, HA. 2014. Malezas e Invasoras de la Argentina. Tomo I: Ecología y Manejo. Capítulo XXVII: Alternativas al uso de herbicidas para el manejo de malezas. Blanco, H & R Lal. 2010. Principles of soil conservation and management. Sprnger.
- Fernández, R. y Quiroga, A. 2009. Cultivo de cobertura. Alternativas tecnológicas para su implementación y efectos sobre el cultivo sucesor. Jornadas Nacionales Sistemas productivos sustentables: fósforo, nitrógeno y cultivos de cobertura. Bahía Blanca, 10 y 11 de agosto de 2009. 4pp.
- Fernandez, R; Funaron, D; Quiroga, A. 2005. Influencia de cultivos de cobertura en el aporte de residuos, balance de agua y contenido de nitratos. En: Aspectos del manejo de los suelos en sistemas mixtos de las regiones semiárida y subhumeda Pampeana. Anguil: Ediciones INTA. Boletin de divulgación técnica Nº 87, pp. 25-31.
- Grassi, E, Scaldaferro, M., Reynoso, L., Ferreira, A., Castillo, E. y Ferreira, V. 2011. Lineas de tricepiro: acumulación de materia seca, fertilidad y rendimiento de grano en Río Cuarto, Córdoba. Revista Argentina de Produccion Animal Vol 31 (1): 1-16.
- Kruk B, Insausti P, Razul A y Benech-Arnold R. 2006. Light and thermal environments as modified by a wheat crop: effects on weed seed germination. Journal of Applied Ecology, 43. pp. 227–236.
- López, M & J Arrue. 1997. Growth, yield and water use efficiency of winter barley in response to conservation tillage in semi-arid region of Spain. Soil and Tillage Research. 44, pp. 35-54.
- R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL http://www.R-project.org/.
- Restovich, S; Andriulo, A; Amendola, C. 2008. Definición del momento de secado de diferentes cultivos de cobertura en la secuencia soja-maíz. En: XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de los Funes, San Luis, 13 al 16 de mayo, 2008. 1 Cd-Rom.
- Scianca, C. 2010. Cultivos de cobertura en molisoles de la región pampeana. Producción de materia seca, eficiencia en el uso del agua y del nitrógeno e incidencia sobre el cultivo de soja. Tesis Magister en Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Sur, 134 pp.
- Scianca, C; Álvarez C; Barraco M; Quiroga A & Pérez M. 2008. Impacto de diferentes coberturas invernales sobre propiedades edáficas, población de malezas y productividad de soja. VII Congreso Nacional de Trigo.

C4P114. FERTILIZACION NITROGENADA EN EL CENTENO (*Secale cereale*) UTILIZADO COMO CULTIVO DE COBERTURA

Raposo Juan[1], Fernandez Romina[2] y Quiroga Alberto[1,2]

[1] Facultad de Agronomia, Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam).
[2] EEA INTA Anguil "Guillermo Covas"
juan.raposo28@hotmail.com

RESUMEN

Bajo la hipótesis de que la producción de biomasa aérea de centeno utilizado como cultivo de cobertura (CC) es condicionada por la disponibilidad de nitrógeno en el suelo, resultando significativa la influencia de este sobre la eficiencia en el uso del agua (EUA), se establecieron ensayos en bloques completamente aleatorizados con cuatro repeticiones de los siguientes tratamientos: CC sin fertilizar (T) y fertilizado con 40 (40N), 80 (80N) y 120 kg N ha^{-1} (120N). Se determinó humedad de suelo y biomasa aérea, con el objetivo de evaluar la incidencia de distintas dosis de fertilización sobre la producción de materia seca (MS) y la EUA del centeno utilizado como CC, y cuantificar la productividad del cultivo de maíz sobre este. Los resultados obtenidos en el tratamiento 120N para la producción de MS del CC fue de 6447 kg ha^{-1}, la EUA fue de 23 kg MS ha^{-1} mm^{-1}, y el rendimiento de maíz de 12170 kg ha^{-1}. Mientras que para el tratamiento T la producción de MS fue 3815 kg ha^{-1}, la EUA fue 13 kg MS ha^{-1} mm^{-1}, y el rendimiento de maíz de 9475 kg ha^{-1}, mostrando diferencias estadísticamente significativas entre ambos tratamientos. La fertilización de los CC parece ser una alternativa viable para la Región Semiárida Pampeana ya que ha mostrado resultados positivos en la producción de biomasa y en la EUA. El aporte de nitrógeno no incremento los consumos de agua por parte de los CC, pero si la eficiencia de uso de la misma. La productividad del cultivo de maíz sería mayor sobre los CC fertilizados comparado con los CC sin fertilizar.

Palabras claves: región semiárida, nitrógeno en suelo, eficiencia en el uso del agua.

INTRODUCCION

Los cultivos de cobertura (CC) pueden ser una alternativa para mantener o atenuar la pérdida de carbono de los suelos, prevenir la erosión, aumentar la infiltración, capturar nutrientes, reducir sus pérdidas por lixiviación y contribuir al control de malezas (Fernández *et al.*, 2012). Estos consisten en sembrar un cultivo, generalmente gramíneas o leguminosas, con el fin de generar cobertura entre dos cultivos de cosecha, favoreciendo positivamente los balances de carbono en los sistemas de agricultura continua. La descomposición de los residuos de cosecha libera nitrógeno (N) que puede lixiviarse en el perfil antes del aprovechamiento por el próximo cultivo estival. Los CC durante su crecimiento absorben el N del suelo y lo incorporan dentro de su biomasa aprovechándolo, por lo cual, pueden disminuir los riesgos de lixiviación en el perfil del suelo hacia las napas (Bertolla *et al.*, 2012). La posterior descomposición de los mismos hará un aporte de N por mineralización para la utilización del cultivo sucesor. Así, los CC que consiguen producir mayor cantidad de materia seca (MS) en forma anticipada, permiten adelantar su secado, lo que beneficia a los cultivos estivales, con un mayor aprovechamiento de las precipitaciones que ocurren al principio de la primavera, barbecho, (Fernández *et al.*, 2005). Es importante elegir especies que tengan alta producción de biomasa con bajo consumo de agua, para mejorar la eficiencia en el uso del agua (EUA). El centeno es la especie que mejor responde a estas características dado que se encuentra mejor adaptado a ambientes subhúmedos-semiáridos, siendo más tolerante a la sequía, más resistente al frio, más productivo en su aporte de materia seca, y más precoz permitiendo anticipar el secado.

El presente trabajo tuvo como objetivo evaluar la incidencia de distintas dosis de fertilización nitrogenada sobre la producción de MS y la EUA del centeno utilizado como CC y cuantificar la productividad del cultivo de maíz sobre el CC sin fertilizar y fertilizado con dosis crecientes de N.

MATERIALES Y METODOS

El ensayo se realizó en la EEA INTA Anguil "Guillermo Covas", ubicado en el sector sur de la planicie medanosa, sobre Ruta Nacional 5, Km 580. El suelo en el cual se estableció la experiencia presenta secuencia de horizontes A, AC, C, de textura franco-arenosa a arenosa, clasificado como Uptisament típico. La precipitación media anual es de 770 mm, entre los periodos 1973 – 2016, obtenida de los registros de la estación agrometeorológica de INTA Anguil. Se diseñó un ensayo con 4 tratamientos en bloques completos al azar con 4 repeticiones. En cada bloque de 100

m^2 (distribuidos en 25 m^2 por tratamiento) se sembró centeno (*Secale cereale* cv Quehue) en siembra directa como cultivo de cobertura, en una densidad de 60 Kg*ha^{-1} y un distanciamiento entre líneas de 17,5 cm. Los tratamientos fueron dosis crecientes de fertilización nitrogenada (0, 40, 80 y 120 kg N*ha^{-1}), utilizando urea como fuente de N. Los resultados se analizaron por ANOVA utilizando el programa Infostat (Infostat, 2008) y las diferencias entre medias mediante el test de LSD Fisher ($p<0,10$).

En suelo se determinó el contenido de agua mediante el método gravimétrico, hasta los 2 m, a intervalos de 20 cm de profundidad, y densidad aparente (DA) a fin de poder calcular la lámina equivalente en milímetros. Se registraron las precipitaciones diarias para evaluar el balance hídrico. Mediante los valores de humedad y las precipitaciones se estimó el uso consuntivo (UC), tanto del cultivo de cobertura como del cultivo de maíz, considerando la lámina de agua inicial del suelo (momento de siembra) y las precipitaciones ocurridas durante el crecimiento, restándole la lámina de agua final (momento del secado para el CC y momento de cosecha para el cultivo de maíz).

Se evaluó la eficiencia de barbecho (EB) de los tratamientos con y sin CC mediante la siguiente ecuación:

$$EB = \frac{\text{Agua útil (mm) al final del barbecho-Agua útil (mm) al comienzo del barbecho} * 100}{\text{Precipitaciones (mm) durante el barbecho}}$$

Durante el CC se evaluó la acumulación de MS de la biomasa aérea, para lo cual se realizaron cortes sobre la superficie de 0,25 m^2 por parcela que luego se secaron en estufa a 60 °C hasta peso constante. A cosecha del cultivo de maíz se determinó el rendimiento de grano.

Se calculó la eficiencia en la utilización del agua EUA de CC y de maíz mediante el cociente entre la materia seca producida en CC y el grano producido en maíz y el UC de los respectivos cultivos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se muestran las precipitaciones acumuladas durante tres periodos de la experiencia. El primero corresponde al desarrollo del CC (desde 02-mar al 03-jul), en el cual las precipitaciones acumuladas fueron similares entre el año de ensayo (187 mm) y el promedio histórico (221 mm), similar a lo ocurrido en el segundo periodo que representa al barbecho (del 03-jul al 04-nov) donde el promedio histórico fue 181 mm y las registradas el año de ensayo 219 mm. El tercer período (desarrollo del ciclo de maíz, del 04-nov al 31-mar) estuvo caracterizado por intensas y abundantes lluvias, principalmente durante el mes de febrero donde la precipitación mensual fue 259 mm, logrando acumular en todo el período 712 mm, muy superior a 368 mm que arroja el promedio histórico.

Tabla 1: Precipitación acumulada durante 3 periodos

	Desarrollo del CC 02-mar al 03-jul	Barbecho 03-jul al 04-nov	Desarrollo del maíz 04-nov al 31-mar
Histórica	221	181	368
Ensayo	187	219	712

En la Figura 1 se presenta el contenido de agua en el perfil del suelo. El contenido de agua total a la siembra del CC hasta los 2 m fue 306 mm, con presencia del nivel freático a una profundidad de 1,80 m.

Durante el macollaje avanzado, en la determinación del 06-may el contenido de agua total no presentó diferencias estadísticamente significativas ($p>0,10$) entre los cuatro tratamientos con CC, pero estos sí se diferenciaron con respecto al B sin CC, que mostró valores superiores (Figura 2). Sin embargo, los valores de humedad en los primeros 60 cm para todos los casos fueron similares (a causa de las abundantes recargas por precipitaciones) pero cabe destacar que por debajo de esa profundidad fueron menores en los tratamientos que contaban con CC (debido al UC) con respecto a los extremos sin CC (el cual registro la misma tendencia hasta los 2 m).

En la determinación del 10-jun, el contenido de agua total del suelo también presentó diferencias significativas entre el barbecho sin CC (236 mm) y los tratamientos con CC (194 mm en promedio).

Al momento de secado de los CC (03-jul) se mantuvo la misma tendencia que en las evaluaciones anteriores realizadas durante el ciclo: el agua total fue significativamente mayor en el barbecho sin CC (251 mm) respecto a los tratamientos que tuvieron coberturas (206 mm).



Figura 1: Contenidos de agua total durante el ciclo de cultivo de cobertura (contenido inicial 02-mar; muestreos del 06-may, 10-jun y secado 03-jul), y durante el ciclo del cultivo de maíz (siembra 04-nov; muestreo 03-feb y cosecha 31-mar).
CI: contenido inicial; B: barbecho sin CC; T: CC sin fertilizar; 40N: CC fertilizado con 40 kg N ha^{-1}; 80N: CC fertilizado con 80 kg N*ha^{-1}; 120N: CC fertilizado con 120 kg N*ha^{-1}; CC: capacidad de campo; PMP: punto de marchitez permanente.

Durante la etapa que transcurrió desde el secado de los CC (03-jul) hasta la siembra de maíz (04-nov) las precipitaciones acumuladas fueron 219 mm, superando en 40 mm el promedio histórico para dicho período. Estas lluvias recargaron el perfil de manera tal que no se observaron diferencias significativas en el contenido de agua total del suelo a la siembra del maíz entre los tratamientos. Sin embargo, la eficiencia de barbecho (EB) fue superior para los tratamientos con CC (37%) con respecto a la evaluación de los extremos sin cobertura (20%), debido a que, de los 219 mm caídos, lograron capturar 81 y 45 mm respectivamente. Fernández et al. (2008) mostraron que las EB en la región semiárida pampeana variaron de acuerdo al nivel de cobertura del suelo entre - 17 a 41%, con mayores valores en suelos con alto nivel de cobertura de residuos.

A la siembra (04-nov) el contenido de agua total no mostró diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos, siendo de 289 mm en promedio. No se observó disminución en la oferta hídrica para el cultivo maíz, debido a las precipitaciones ocurridas durante el barbecho.

En el muestreo del 03-feb, correspondiente a R3, tampoco se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos con CC ni entre los mismos respecto al barbecho, pero se destaca que el contenido de humedad del perfil fue mayor que el muestreo anterior dado que la oferta por precipitaciones (453 mm) superó al UC del maíz.

Al momento de la cosecha (31-mar) no se encontraron diferencias en el contenido de agua del barbecho respecto a los tratamientos con cobertura, ni entre los mismos.

En la Figura 2 se presentan los contenidos de MS de los diferentes tratamientos del CC. En la misma se puede observar que los tratamientos fertilizados (40N, 80N y 120N) produjeron cantidades de MS estadísticamente superiores con respecto al T en los dos últimos cortes. Estos datos coinciden con los encontrados por Arguello *et al*. (2011) quienes concluyeron que la producción de materia seca dependió del momento de secado del cultivo y de la fertilización nitrogenada.

Al primer corte (06-may, 60 días después de la siembra) no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos. Sin embargo, los tratamientos fertilizados produjeron 500 kg MS ha-1 en promedio más que el T.

En el segundo corte (10-jun, 90 días después de la siembra) los tratamientos 40N, 80N y 120N produjeron 1472, 1852 y 2677 kg MS ha^{-1} (respectivamente) más que el tratamiento T, presentando diferencias significativas ($p<0,10$).

Para el 03-jul, momento de secado del CC (120 días después de la siembra), el tratamiento 120N (con diferencias significativas) produjo un total de 6447 kg MS ha^{-1} superando por 2632 kg MS ha^{-1} al tratamiento T. Los tratamientos 40N y 80N, por otro lado, produjeron 2243 y 1797 kg MS ha^{-1} más que T, mostrando también diferencias estadísticamente significativas con este, pero no respecto a 120N.

La eficiencia agronómica del uso del N (EUN) calculada como el cociente entre el incremento de la producción de MS (kg*ha^{-1}) y la cantidad de fertilizante agregado (dosis de N) varió entre tratamientos de fertilización y momentos de corte. La mayor EUN se observó en el tratamiento 40N alcanzando el valor de 56 kg MS Kg^{-1}de N agregado; mientras que en los tratamientos 80N y 120N, los valores de EUN que se obtuvieron registraron 22 kg MS kg^{-1}de N aplicado en ambos casos, presentando diferencias estadísticamente significativas con el tratamiento 40N.

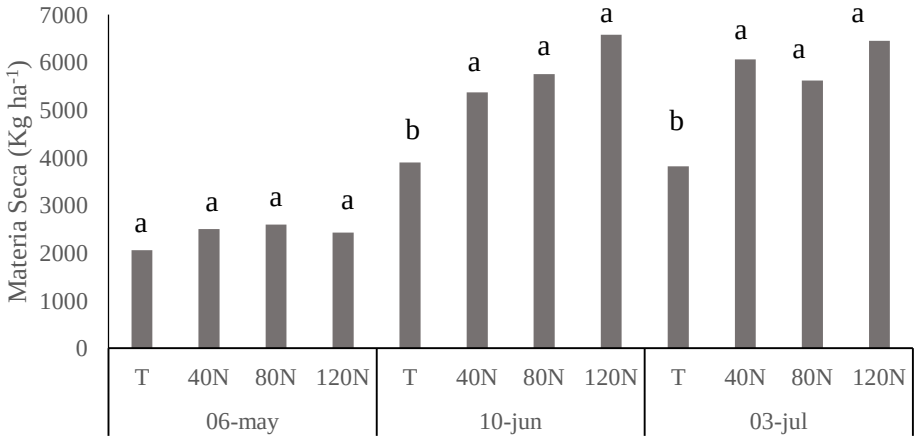


Figura 2: Materia seca (kg ha^{-1}) del cultivo de cobertura en tres cortes, 06 de mayo: 06-may, 10 de junio: 10-jun y 03 de julio: 03-jul.

La Figura 3 muestra el UC de los distintos tratamientos con CC, los cuales no tuvieron diferencias estadísticamente significativas. Los valores de UC fueron similares para todos los tratamientos, siendo 288 mm para el T y de 281, 285 y 286 mm para los tratamientos 40N, 80N y 120N. La EUA del CC presentó diferencias significativas ($p<0,10$) entre el tratamiento testigo y los fertilizados, siendo estos últimos los que presentaron valores mayores. El T tuvo un valor de 13 kg MS ha^{-1} mm^{-1}. El tratamiento 120N fue el más eficiente en el uso del agua (23 kg MS ha^{-1} mm^{-1}) con respecto a los tratamientos 40N (22 kg MS ha^{-1} mm^{-1}) y 80N (20 kg MS ha^{-1} mm^{-1}), mostrando diferencias significativas con estos dos últimos. Scianca (2010), en cultivo de centeno utilizado como CC en un suelo Argiudol típico, halló valores de EUA entre 37 y 54 kg MS ha^{-1} mm^{-1}, mientras que en un Hapludol thapto árgico las EUA oscilaron entre 9 y 30 kg MS ha^{-1} mm^{-1}. Esta respuesta puede ser debida a que la aplicación de fertilizantes nitrogenados aumenta la concentración de N en las plantas mejorando la capacidad fotosintética del cultivo, provocando mayor tasa de crecimiento en periodos tempranos y dando por resultado incrementos en la EUA (Dardanelli *et al*., 2008).

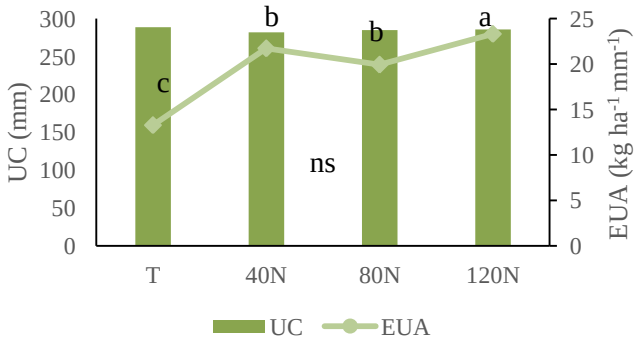


Figura 3: Uso consuntivo (UC) y eficiencia en el uso del agua (EUA) para el CC.

En la Figura 4 se muestra el rendimiento del cultivo de maíz sembrado sobre los tratamientos con CC. El mayor rendimiento se consiguió sobre el CC con 120N, siendo este de 12170 kg ha^{-1}; mientras que el menor rinde se obtuvo

sobre el CC sin fertilizar (tratamiento T) cuyo valor fue de 9475 kg ha^{-1}. Fernández *et al*. (2012) encontraron resultados similares en la región semiárida pampeana, en los cuales los mayores rendimientos del cultivo de maíz se obtuvieron cuando el mismo fue establecido sobre CC fertilizados que sin fertilizar.

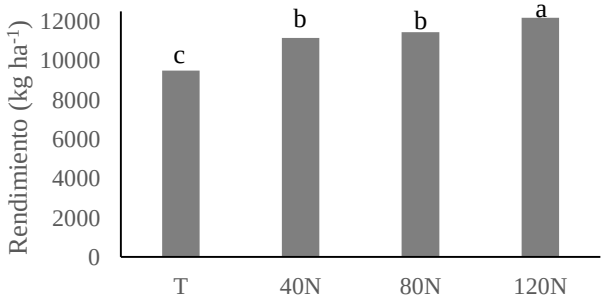


Figura 4: Rendimiento (kg ha^{-1}) del cultivo de maíz, bajo diferentes tratamientos, al 31 de marzo de 2016.

El UC del cultivo del maíz no presentó diferencias significativas entre los distintos tratamientos. No obstante, tal cual lo ocurrido con el cultivo de cobertura, se encontraron valores de EUA que variaron entre 14 kg ha^{-1} mm^{-1} para T y 18 kg ha^{-1} mm^{-1} para 120N. No se encontraron diferencias entre los tratamientos fertilizados, aunque cabe destacar que los valores de EUA para los tratamientos 40N y 80N fueron iguales (16 kg ha^{-1} mm^{-1} para ambos) y tan solo 1,50 kg ha^{-1} mm^{-1} menor que 120N.

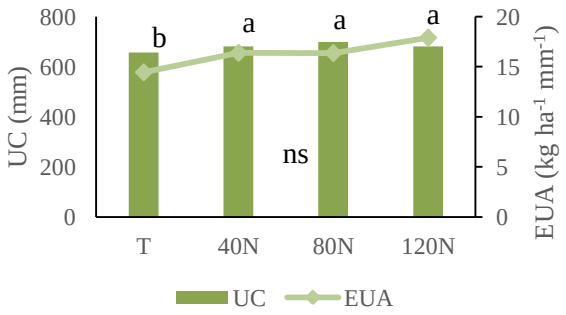


Figura 5: Uso consuntivo (UC) y eficiencia en el uso del agua (EUA) para el cultivo de maíz.

CONCLUSIONES

La fertilización de los CC resulto, bajo las condiciones del estudio, una alternativa viable para la Región Semiárida Pampeana ya que ha mostrado resultados positivos en la producción de biomasa y en la EUA. El aporte de nitrógeno no incrementó los consumos de agua por parte de los CC, pero si la eficiencia de uso de la misma.

El secado del centeno puede ser adelantado cuanto mas tempranas son las siembras, ya que alcanza su máxima producción de forma anticipada como se muestra en los resultados donde no varió la acumulación de MS entre los dos últimos cortes. Sin embargo, es importante observar que, en años con excesos hídricos, la transpiración de la biomasa aérea del CC disminuiría el agua gravitacional, tal como se expone al comparar la humedad del perfil de suelo de los tratamientos con CC frente a los extremos sin cobertura.

Futuros estudios podrían abocarse a la dinámica de la descomposición de los residuos de CC, a fin de establecer en qué medida la fertilización y el momento de secado modifican la relación C/N de la biomasa aérea y de cómo esto puede incidir en la nutrición del cultivo sucesor. Estos resultados preliminares muestran además una potencial contribución de centeno a mitigar situación de excesos hídricos, tema que también sería importante evaluar en futuros estudios.

BIBLIOGRAFÍA

- Arguello J., J. Saks, R. Fernández & E. Noellemeyer. 2011. Evaluación de la viabilidad de los cultivos de cobertura en la región semiárida pampeana. Tesis de grado, Fac. de Agronomía UNLPam.
- Bertolla, A. M.; T. Baigorria; D.T. Gómez; C.R. Cazorla; M. Cagliero; A. Lardone; M. Bojanich & B. Aimetta. 2012. Efecto de la fertilización sobre la eficiencia del uso del agua de especies invernales utilizadas como cultivos de cobertura. En: Contribución de los cultivos de cobertura a la sustentabilidad de los sistemas de producción. Pp. 138 – 147. Ediciones INTA.
- Dardanelli J., D. Collino, M.E. Otegui & V. Sadras. 2008. Bases funcionales para el manejo del agua en los sistemas de producción de los cultivos de grano. En: Satorre, E.; Benech, R.; Slafer, G.; de la Fuente, E.; Millares, D.; Otegui, M.E.; Savin, R. (Eds.). Producción de granos bases metodológicas. Pp. 376-433. UBA. Argentina.
- Fernández R., D. Funaro & A. Quiroga. 2005. Influencia de cultivos de cobertura en el aporte de residuos, balance de agua y contenido de nitratos. Boletín de divulgación técnica 87. EEA INTA Anguil.
- Fernández, R; A. Quiroga; E. Noellemeyer; D. Funaro; J. Montoya; B. Hitzmann & N. Peinemann. 2008. A study of the effect of the interaction between site-specific conditions, residue cover and weed control on water storage during fallow. Agricultural Water Management 95: 1028-1040.
- Fernández, R.; A. Quiroga & E. Noellemeyer. 2012. Cultivo de Cobertura, ¿Una alternativa viable para la Región Semiárida Pampeana? Ciencia del suelo. 30: 137-150.
- Infostat. 2008. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Scianca, C. 2010. Cultivo de cobertura en Molisoles de la región pampeana: Aporte de carbono e influencia sobre propiedades edáficas y dinámica de malezas. Tesis Magíster en Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca.

C4P115. MEZCLA DE CULTIVOS DE COBERTURA: AUMENTO DE LA DIVERSIDAD DE ESPECIES Y MULTIBENEFICIOS AGROECOSISTEMICOS

Restovich, Silvina B.; Andriulo, Adrián E. y Portela, Silvina I.

Estación Experimental Agropecuaria Pergamino, INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria). Ruta 32 km 4.5, 2700 Pergamino, Buenos Aires, Argentina restovich.silvina@inta.gob.ar

RESUMEN

Actualmente, existe un creciente interés en sistemas de cultivos que brinden beneficios ecosistémicos más allá de maximizar el rendimiento. La inclusión de cultivos de cobertura (CC) monoespecíficos en rotaciones simplificadas mejora la fertilidad física y química del suelo según las características de las especies que se emplean como CC (producción de biomasa y aporte de C, fijación de N, arquitectura de raíces). La mezcla de especies permitiría complementar nichos mejorando el funcionamiento del suelo y la productividad del sistema de manera integral. En este trabajo evaluamos el efecto de incluir mezclas de especies (leguminosas, crucíferas y gramíneas) como CC sobre las fracciones orgánicas y la estabilidad estructural (EE) del suelo en el espesor 0-5 cm y el rendimiento de soja y maíz. Se utilizó un ensayo ubicado en INTA Pergamino con las rotaciones soja-maíz y soja-soja con y sin mezclas de CC (CC1: avena+nabo forrajero, CC2: avena+nabo forrajero+vicia). Se fertilizó con N al maíz (32 kg N ha^{-1}) y con P a los CC y al maíz. Luego de 5 años, las secuencias que incluyeron mezclas de CC aumentaron los contenidos de carbono y nitrógeno orgánico del suelo (COS y NOS, respectivamente) y el carbono orgánico particulado (COP) con respecto al control (23,3 vs 19,2; 2,39 vs1,96; 4,46 vs 2,9, para COS, NOS y COP respectivamente). El suelo de las secuencias con CC fue más estable que el de las secuencias sin CC (33% vs 16%). Estos resultados están relacionados con el aumento del aporte de C de mayor calidad por parte de los CC (promedio de los 5 años 632 kg C ha^{-1} para CC vs 298 kg ha^{-1} para el control). La mayor EE se explicó por el aumento de COS (R^2= 0,52 p<0,0007) y COP (R^2= 0,50 p<0,001). El rendimiento de maíz fue similar entre tratamientos en los años de baja precipitación (<6000 kg ha^{-1}). Sin embargo, en campañas con precipitaciones normales el rendimiento de maíz fue mayor cuando se incluyó una leguminosa en la mezcla (9575 y 7694 kg ha^{-1}, en CC2 y CC1, respectivamente). En soja, el rendimiento fue similar entre tratamientos, excepto en 2014 cuando el control superó a los tratamientos con CC (3800 vs 3100 kg ha^{-1}). Todas las variables analizadas fueron relevantes para separar, a través de un análisis de componentes principales, las secuencias soja-soja y soja-maíz con mezcla de CC del control. Estos resultados muestran como la diversificación con mezclas de especies utilizadas como CC impacta positivamente sobre las funciones de soportes del suelo y sobre el rendimiento de los cultivos de cosecha, particularmente sobre maíz si se incorpora una leguminosa en la mezcla. La diversificación de especies a partir de mezclas de CC podría convertirse en una herramienta esencial para sostener la producción y los beneficios ecosistémicos en sistemas agrícolas simplificados como los que prevalecen actualmente.

Palabras claves: carbono orgánico, estabilidad estructural, leguminosa

C4P116. CAMBIOS EN LOS CONTENIDOS DE CARBONO E INFILTRACIÓN POR LA INCLUSIÓN DE CULTIVOS DE COBERTURA

Rillo, S.[1]; Alvarez, C.[2]; Quiroga, A.[3]; Noellemeyer, E.[4]; Díaz Zorita, M[5] y Frasier, I[3]

[1]Agencia de Extensión 9 de Julio, INTA
[2] Agencia de Extensión General Pico, INTA
[3] Estación Experimental Agropecuaria Anguil, INTA.
[4] Facultad de Agronomía, UNLPam.
[5]Desarrollo de tecnología Monsanto

*alvarez.cristian@inta.gob.ar

RESUMEN

Los cambios en las secuencias de cultivos con escaso aporte de rastrojo han provocado efectos negativos sobre la cobertura superficial de los suelos, materia orgánica, estabilidad estructural y capacidad de captación de agua. El objetivo de trabajo fue estudiar el efecto de la inclusión de CC sobre los contenidos de carbono total y particulado del suelo, y su influencia sobre la captación de agua. El estudio se realizó en un ensayo con 10 años de efectos acumulados que incluye rotaciones con soja (*Glicine Max L.*) y gramíneas invernales utilizadas como cultivos de cobertura sobre un suelo Hapludol éntico. El sitio experimental se encuentra localizado en la Escuela de Ganadería y Agricultura M.C. y M.L. Inchausti, Provincia de Buenos Aires, Argentina. Los tratamientos incluyeron cuatro cereales de invierno como CC: avena (*Avena sativa*cv Calén), centeno (*Secale cereale*), trigo (*Triticum aestivum*) y raigrás anual (*Lolium multiflorum*cv Barturbo), y un testigo sin cultivo que se mantuvo libre de vegetación con aplicación de herbicida. El diseño experimental fue en bloques con tres repeticiones. Se cuantificó la producción de materia seca, los contenidos de carbono total y particulado, e infiltración básica. Los resultados indican que la producción de biomasa aérea con CC fue 5,2 veces mayor que el tratamiento testigo. El contenido de carbono total y C particulado fueron mayores en los tratamientos con CC vs testigo (58,8%). Además la infiltración después de 10 años de efectos acumulados superó en un 116% al testigo. Estos resultados demuestran la contribución que hacen los CC en los sistemas de producción agrícola sobre diferentes variables que reflejan la calidad del suelo y sus servicios ecosistémicos.

Palabras claves: servicios ecosistémicos, sostenibilidad, centeno.

INTRODUCCIÓN

El predominio en Región Pampeana de secuencias con alta frecuencia de cultivos de bajo volumen de rastrojo, dominado principalmente por el monocultivo de soja (*Glycine max* L.) (SAGPyA, 2017) y el cambio en las fechas de siembra de cultivo de alto aporte de rastrojo como es el cultivo de maíz (Ghironi *et al*., 2012) han llevado a que los sistemas en los últimos 15 años hayan perdido cobertura superficial. Esto trajo como consecuencia la disminución de los niveles de materia orgánica y pérdida de estabilidad estructural, que también se vió evidenciado en una reducción de la capacidad de captación de agua de los suelos (Quiroga *et al*., 2016). Una estrategia para incrementar el aporte de residuos es mediante la inclusión de cultivos de cobertura en la rotación (CC). Éstos brindan protección al suelo frente a procesos erosivos y constituyen una herramienta para el manejo de nutrientes y el secuestro de carbono. Existen antecedentes respecto a la introducción de CC en el Oeste de la Región Pampeana (Álvarez *et al*., 2005, 2008, 2010; Carfagno *et al*., 2008; Scianca et al., 2008, 2010; Quiroga *et al*., 1996, 1999; Fernández *et al*., 2012). Estos trabajos están orientados principalmente al estudio de la adaptación de distintas especies utilizadas como CC a las condiciones edafo-climáticas de la región en términos de producción de biomasa y a la dinámica del agua en el suelo. Este punto es crítico para los ambientes bajo estudio, debido a que los CC pueden reducir la disponibilidad de agua para el cultivo de cosecha siguiente en la rotación. Sin embargo, debe considerarse que los CC pueden incrementar la tasa de infiltración, reducir el escurrimiento y aportar cobertura al suelo disminuyendo las pérdidas de agua por evaporación, la principal causa de reducción de la eficiencia de uso de las precipitaciones en ambientes semiáridos (Bennie & Hansley, 2000). Se ha demostrado que los CC reducen la compactación del suelo (Williams & Weil, 2004) y el encostramiento (Folorunso *et al*., 1992) e incrementan la macroporosidad (Obi, 1999; Villamil *et al*., 2006) facilitando la infiltración y la aireación del suelo. Los efectos de los CC sobre la descomposición de residuos y las propiedades físicas del suelo dependen de las condiciones edáfico-ambientales del sitio, de la especie utilizada y el manejo. En base a estos antecedentes se plantea

como objetivo de trabajo estudiar el efecto de la inclusión de CC sobre los contenidos de carbono total y particulado del suelo, y su influencia sobre la captación de agua.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en un ensayo con 10 años de efectos acumulados que incluye rotaciones con soja (*Glicine Max L.*) y gramíneas invernales utilizadas como cultivos de cobertura establecido en el año 2005. El sitio experimental se encuentra localizado en la Escuela de Ganadería y Agricultura M.C. y M.L. Inchausti, Provincia de Buenos Aires, Argentina sobre un suelo Hapludol éntico (INTA, 1993). El cual fue establecido a partir del año 2005 y el lote provenía de diez años en agricultura continua con soja de 1° (periodo 1995-2005), de los cuales los últimos cuatro fueron realizados bajo siembra directa. Los tratamientos incluyeron cuatro cereales de invierno como CC: avena (*Avena sativa* cv Calén), centeno (*Secale cereale*), trigo (*Triticum aestivum*) y raigrás anual (*Lolium multiflorum*cv Barturbo), y un testigo sin cultivo que se mantuvo libre de vegetación con aplicación de herbicida. El diseño experimental fue en bloques con tres repeticiones. La siembra de los CC se realiza en abril de cada año y las fechas de secado son en septiembre para el centeno y en Noviembre para el resto de las gramíneas. El cultivo de soja es sembrado todos los años entre el 20 y 30 de Noviembre. El primer, quinto y décimo año de la experiencia se realizaron las siguientes determinaciones: densidad aparente (Blake *et al*., 1986),contenidos de carbono orgánico total (COT) y carbono orgánico particulado (COP) a 0-5, 5-10, 10-15 y 15-20 cm del suelo (Cambardella y Elliot, 1982; Walkley y Black, 1934),producción de MS aérea anual de los CC y de la vegetación del testigo se realizó cortando el material vegetal de 1 m^2 de superficie al ras del suelo con cuchillo en el momento de secado de los CC. A partir de la biomasa generada por los CC y el cultivo de soja se calculo el carbono humificado aportado al suelo, de acuerdo a Álvarez, R y Steinbach, H Por último, se determinó la tasa de infiltración básica en tres momentos: (i) en el primer año, luego del secado de los CC; (ii) al 5to año pos secado del CC, (iii) en el 10 mo año luego del secado de los CC sobre avena y raigrás y antes de la siembra del cultivo de soja, empleando el permeámetro de disco (Gil, R 2006). Los resultados se analizaron por ANOVA y la comparación entre medias mediante el test de LSD Fisher ($p \leq 0,05$), utilizándose para ello el software Infostat, Di Rienzo (2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Producción de materia seca y precipitaciones:

La productividad promedio vario entre 10950 y 3701 kg MS ha^{-1}, y no se correlaciono significativamente con las precipitaciones promedio anuales ($p<0,05$) (Tabla 1).

Tabla 1. Promedio de producción de materia seca (MS, kg ha^{-1}) de cada tratamiento y precipitaciones anuales (mm) para el ciclo 2005 – 2015.

Año	MS (kg ha^{-1})	Precip. (mm)
2005	10328	880
2006	7286	1159
2007	7198	827
2008	3885	825
2009	3786	779
2010	3701	944
2011	4793	1075
2012	10950	1475
2013	8958	726
2014	6940	1189
2015	8128	985

En promedio de los 11 años, los CC se diferenciaron del testigo pero no se evidenciaron diferencias entre ellos ($p<0,05$) Tabla 2).

Tabla 2. Promedio de producción de materia seca (MS, kg ha^{-1}) de cada tratamiento para el ciclo 2005 - 2015

Tratamiento	Promedio producción MS (kg ha^{-1}) 2005-2015
Testigo	1300 b
Avena	7866 a
Raigrás	6185 a

Letras distintas en sentido vertical indican diferencias significativas para el test de LSD Fisher. ($p \leq 0,05$)

Se calculó el aporte de carbono capturado en la biomasa generada por los CC y la secuencia con soja, se lograron aportes de 52 y 44 Tn ha^{-1} para la secuencia que tuvo avena, raigrás, respectivamente. Mientras que la secuencia de soja.-soja generó 16 Tn ha^{-1}.

Cambios en la dinámica de C

En la figura 1 se presenta la relación COP/COT (%) para el espesor de suelo 0-20 cm luego de 11 años de la secuencia CC-Soja. Claramente se aprecia el aporte favorable de los CC al incremento del COP. Los tratamientos que tuvieron CC se diferencian del testigo en un 58,33%. Similares resultados han encontrado Alvarez *et al*. (2016) y Giorgi *et al*. (2016) en trabajos desarrollados en diferentes clases texturales y características climáticas en región Pampeana.

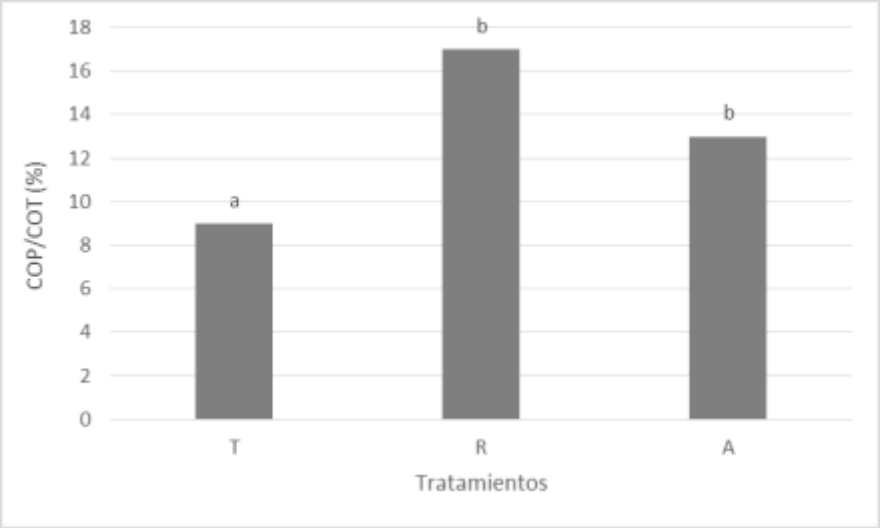


Figura 1. Relación COP/COT (%) para la profundidad 0-20 cm del suelo a los 10 años de la secuencia CC-Soja. Testigo (T), raigrás (R), avena (A). Las letras indican diferencias significativas entre tratamientos ($p<0.05$).

Cambios en la dinámica de Infiltración

Quiroga *et al*. (2016) han abordado los problemas en la captación del agua (infiltración, escurrimiento) a partir de la reducción de la macroporosidad como consecuencia de la degradación física de los suelos. En las determinaciones de infiltración realizadas en el 1° año luego del secado de los CC de avena y raigrás, no se determinaron diferencias en la infiltración. En el 5° año avena y raigrás también se diferenciaron significativamente del testigo en un 70% más de infiltración. (Tabla 3). En tanto que a los 10 años, se comprobó menor infiltración en el tratamiento testigo que los CC ($p<0,05$). Los valores más altos se alcanzaron en las secuencias con raigrás (96 mm h^{-1}), sin observar diferencias significativas respecto de avena y trigo (85 y 89,5 mm h^{-1}). Si bien los valores más bajos se observaron en el tratamiento con centeno, este superó los valores de infiltración registrados en el testigo en un 71,7 % ($p<0,05$). En promedio y luego de 10 años consecutivos de CC sobre la secuencia de soja, se observó un incremento del 116 % en la tasa de infiltración respecto del testigo. Estudios realizados por Álvarez et al. (2010, 2016) mostraron que la introducción de CC mejoró la

captación de agua en diferentes ambiente en promedio un 35%. Esto demuestra que la condición inicial de sitio es una variable a considerar cuando se evalúa cambios en propiedades físico-químicas en los sistemas de producción.

Tabla 3. Infiltración (mm h^{-1}). Media en el 1^{er} 5^{to} y 10^{mo} año luego del secado de los CC, Tratamientos, testigo (T), Avena (A) y Raigrás (R). Letras distintas en sentido vertical indican diferencias significativas ($p \leq 0,05$) en cada momento de evaluación.

Tratamientos	Infiltración (mm $hora^{-1}$)		
	En el 1° año, en post secado de CC	En el 5° año, en post secado de los CC	En el 10° año, en post secado de los CC
T	79 a	21 b	39 b
A	93 a	67 a	85 a
R	88 a	74 a	96 a

CONCLUSIONES

El aporte de rastrojo a la secuencia (periodo 2005-2015) fue en promedio anual 5,2 veces mayor con la incorporación de cultivo de cobertura. Esta mayor incorporación de cobertura superficial modificó la relación de COT/COP en un 58,8% a favor de la incorporación de CC. Además incrementó la tasa de infiltración en un 116% promedio respecto del testigo. Estas contribuciones presentadas demuestran la viabilidad de la inclusión de los CC, medida en diferentes condiciones de regímenes de precipitaciones, mejorando variables de suelo que reflejan la calidad del mismo y los servicios ecosistémicos asociados.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la Escuela ML y MC Inchausti y Coop. Agrícola Ganadera de Dudignac y a todo el personal.

BIBLIOGRAFÍA

-Alvarez C, M Barraco, C Cazorla, J C Colazo, J Dios Herrero, A Lardone, P Girón, S Restovich, S Rillo Mejora de propiedades edáficas con inclusión de cultivos de cobertura en agroecosistemas pampeanos. XXV Congreso de suelos de la AACS. Río Cuarto, Córdoba. 2016.
-Alvarez C., Scianca C., Barraco M., Diaz-Zorita M. 2010. Cambios en suelos bajo siembra directa con cereales de invierno como cobertura. XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Rosario. CD
-Álvarez, C.; Barraco M.; Díaz Zorita M.; Scianca C. y C. Pecorari. 2005. Uso de cultivos de cobertura en rotaciones con base soja: Efecto sobre algunas propiedades edáficas y rendimiento de los cultivos en un Hapludol Típico del Noroeste bonaerense. Boletín de divulgación técnica N^0 87. Aspectos del manejo de los suelos en sistemas mixtos de las regiones semiáridas y subhúmeda Pampeana. INTA EEA Anguil Pag.19-23.
-Álvarez, C.; Scianca, C.; Barraco, M y Díaz Zorita, M. 2006. Impacto de cereales de cobertura sobre propiedades edáficas y producción de soja. Actas del XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. (en CD).
-Alvarez, C.; Scianca, C.; Barraco, M y Díaz Zorita, M. 2008 Impacto del manejo de cereales de cobertura invernal sobre propiedades edáficas y producción de soja. Actas del XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. (en CD).
-Álvarez, C.R y M.A. Taboada. 2008. Indicadores de la fertilidad física del suelo. En Fertilidad Física de los suelos. Cap. 6. Pág.155-180. Editorial Facultad de Agronomía. 2° Edición.
-Álvarez, R & H Steinbach. 2006. Valor agronómico de la materia orgánica. *En:* Materia orgánica. Valor agronómico y dinámica en suelos pampeanos. Ed. Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.Pp. 55-67.
-Bennie, A & M Hensley. 2000. Maximizing precipitation utilization in dryland agriculture in South Africa, a review. Journal of Hydrology 241: 124-139.
-Blake, G & K Hartge. 1986. Bulk density. In: A. Klutr (Ed.) Methods of Soil Analysis. Part 1. Agron. Monog 9. Am. Soc. Agron. Madison, Wisconsin, E.E.U.U. pp 363-375.

-Cambardella, CA & ET Eliott. 1992. Particulate soil organic matter. Changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J. 56: 777-783.
-Carfagno P.F.; M.J. Eiza; A. Quiroga y F. Babinec. 2008 Cultivos de cobertura: efecto sobre La dinámica del agua en el suelo. Actas del XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. (en CD).
-Di Rienzo, F Casanoves, MG Balzarini, L Gonzalez, M Tablada, CW Robledo 2016. Infostat versión 2016. Grupo Infostat. FCA. Universidad Nacional de Córdoba. Argentina.
-Fernández, R., Quiroga, A., Noellemeyer, E., 2012. Cultivos de cobertura,¿una alternativa viable para la región semirárida pampeana? Ciencia del suelo 30, 137–150.
-Folorunso, OA; DE Rolston; T Pricharrd & DT Louie. 1992. Soil surface strength and infiltration rate affected by winter crops. Soil Technol. 5: 189-197.
-Galantini, J.A. y L. Suñer, 2008. Soil organic matter fractions: analysis of Argentine soils. Agriscientia XXV (1): 41-55
-Ghironi E., A Corro Molas., A Gili., E Hevia., H Reinoso. 2012. Manejo sitio específico de densidades de cultivos de girasol, maíz y sorgo en la región semiárida pampeana central. En Corro Molas A y E Ghironi. 2012. avances de agricultura por ambiente en la región semiárida pampeana. Pág-21-50.
-Gil R. 2006. Infiltrómetro. Permeámetro de Disco. Actas XX Congreso Argentino de Ciencias de Suelo: 138.
-Giorgis A, M Lobos, M Barraco, A Lardone, P Giron, C Berton, S Prieto, C Alfonso, J Colazo, G Garnero, M Gómez, F Capellino , G Dania, P Nagore, S Raspo, C Scianca, M Díaz-Zorita y C Álvarez. 2016. Efecto del manejo sobre propiedades físico hídricas en la región pampeana y chaco pampeana XXV Congreso de suelos de la AACS. Río Cuarto, Córdoba.
-INTA. 1993. Carta de suelos de la República Argentina. Instituto de suelos. Área de Investigación en Cartografía de suelos y evaluación de tierras. Hoja 3560 – 32 Del Valle. Escala 1: 50.000.
-Obi, ME. 1999. The physical and chemical responses of a degraded sandy clay loam to cover crops in southern Nigeria . Plant Soil 211: 165 – 172.
-Quiroga A, M Monsalvo, D Buschiazzo y E Adema. 1996. Labranzas en la región semiárida pampeana central. En Labranzas en la Región Semiárida Argentina, Buschiazzo D, J Panigatti y F Babinec (Eds.). INTA Centro Reg. La Pampa-San Luis. 126 pp.
-Quiroga A, D Buschiazzo and N Peinemann. 1999. Soil compaction as related to management practices in the Semiarid Argentine Pampas. Soil Till Res. 52: 21-28.
-Quiroga A.; Funaro D.; Fernández R. y E. Noellemeyer. 2005. Factores edáficos y de manejo que condicionan la eficiencia del barbecho en la Región Pampeana. Ciencia del suelo. N^{0}23 Pág. 79-86.
-Quiroga, A., Oderiz, A., Uhaldegaray M., Alvarez, C., Scherger, E., Fernandez, R., I Frasier. 2016. Influencia del manejo sobre indicadores físico-hídricos de compactación de suelos. XXV Congreso de suelos de la AACS. Río Cuarto, Córdoba. 2016.
-Restovich, S.B; A, Andriulo y C. Améndola. 2008. Definición del momento de secado de diferentes cultivos de cobertura en la secuencia soja-maíz. Actas del XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. (En CD).
-Scianca C., Álvarez C., Barraco M., Quiroga A. Centeno utilizado como cultivo de cobertura en la región de la pampa arenosa. 2010 XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Rosario. CD
-Scianca, C.; C. Álvarez; M. Barranco; A. Quiroga y P. Zalba. 2008. Cultivos de cobertura en un Argiudol típico del Noroeste Bonaerense. Actas del XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. (En CD).
-Taboada, M.; F. Micucci y C. 2008. Álvarez. Impedancias mecánicas y compactación en suelos agrícolas. En Fertilidad Física de los suelos. Cap 5. Pág.93-153. Editorial Facultad de Agronomía. 2° Edición.
-Villamil MB, Bollero GA, Darmody RG, Simmons FW, Bullock DG. 2006. "No-Till Corn/Soybean Systems Including Winter Cover Crops: Effects on Soil Properties". Soil Science Society of America Journal. 70:1936–1944.
-Walkley A and T Black. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37: 29-38.
-www.sagpya.mecon.gov.ar. Informes producción nacional campañas 1990-202017.

C4P117. NITRÓGENO MINERALIZADO EN ANAEROBIOSIS EN AGREGADOS COMO INDICADOR DE LA ESTABILIDAD ESTRUCTURAL DEL SUELO

Rivero[1], C.; Studdert[1], Guillermo A.; Tourn, Santiago N.[1] y Domínguez[1], Germán, F.

[1] Facultad de Ciencias Agrarias, Univ. Nac. Mar del Plata, Unidad Integrada Balcarce. Ruta Nac. 226 km 73,5. Balcarce, Buenos Aires, Argentina. studdert.guillermo@inta.gob.ar

RESUMEN

La salud del suelo puede ser afectada por la agricultura. Es necesario contar con indicadores que permitan conocer el estado de salud edáfica según el manejo. El nitrógeno de amonio liberado en anaerobiosis (Nan) ha sido postulado como un buen indicador por su sencillez de determinación y su relación con los contenidos de las fracciones orgánicas del suelo. El Nan podría ser también indicador de estabilidad estructural (EA). Se hipotetiza que 1) el Nan en la masa total del suelo se relaciona con la EA y 2) el Nan en macroagregados (> 250 μm, MACRO) ajusta mejor la relación con la EA. Se tomaron muestras de suelo en un ensayo de rotaciones mixtas y labranza sobre molisoles del Sudeste Bonaerense en tratamientos con agricultura continua bajo labranza convencional (LC) y siembra directa (SD), rotaciones con pasturas bajo LC y SD, y pastura continua. Se determinó el Nan en masa total y en MACRO. También se dispuso de los datos de carbono orgánico total (COT) y particulado (COP) en ambos. Se calculó la EA como cambio en el diámetro medio ponderado (CDMP) de los agregados entre dos tamizados con diferente pre-tratamiento. Tanto COT como COP, Nan y CDMP fueron suficientemente sensibles para mostrar diferencias ente manejos. COT y COP explicaron 80 y 94% de la variabilidad de Nan en masa total. Asimismo, COT, COP y Nan en masa total explicaron 74, 67, y 72%, respectivamente, de la variabilidad en CDMP. Diferente proporción de MACRO entre tamizados explicó el 87% del CDMP. El Nan en MACRO explicó el 73% de la variabilidad de CDMP. Se reunieron evidencias para no rechazar la primera hipótesis, pero sí para rechazar la segunda. No se justifica separar los agregados por tamaño y determinar Nan en MACRO porque no mejora la relación con la EA.

Palabras claves: Nan, sistemas de cultivo, salud edáfica

INTRODUCCIÓN

La agricultura puede asociarse a fenómenos de degradación del suelo que se manifiestan a través de balances negativos de nutrientes y carbono (C), y de la afectación de sus propiedades físicas, químicas y biológicas (Manuel-Navarrete *et al*., 2009; Quiroga & Studdert, 2014). Así, se alteran las funciones ecosistémicas del suelo (Powlson *et al*., 2011), es decir, la salud edáfica, amenazando la seguridad alimentaria y la calidad del ambiente (Lal, 2010). Es importante contar con indicadores que permitan un seguimiento del estado la salud del suelo para contribuir a definir las prácticas de manejo. Un indicador de salud de suelos debe ser sensible a los cambios provocados por el uso, fácil de interpretar, sencillo y económico de obtener y debería relacionarse con una o más funciones edáficas (Doran & Parkin, 1996).

Una de las propiedades del suelo que se ve más afectada por el uso agrícola es su contenido de C orgánico (CO) y, especialmente, el de sus fracciones lábiles (*p.e.* el CO particulado (COP)), que tienen una estrecha relación con la salud edáfica (Quiroga & Studdert, 2014). El COP interviene en varios procesos que tienen un marcado efecto sobre la estabilidad de los agregados (EA) y el ciclo de los nutrientes (Six *et al*., 2004), teniendo así gran influencia en la salud del suelo. No obstante, su determinación consume mucho tiempo, lo que la hace poco práctica para ser utilizada de manera rutinaria (Diovisalvi *et al*., 2014).

El nitrógeno (N) de amonio ($N\text{-}NH_4^+$) liberado por incubación anaeróbica corta, Nan, (Waring & Bremner, 1964) es sensible para distinguir situaciones de manejo contrastantes, es fácil de interpretar, y sencillo y económico de determinar (Domínguez *et al*., 2016). Tiene estrecha relación con los contenidos de CO total (COT) y el COP del suelo y, por lo tanto, los cambios producidos por el uso sobre éstos, se reflejan también en aquél (García *et al*., 2016; Domínguez *et al*., 2016). El Nan se relaciona con varios procesos y propiedades edáficas (Domínguez *et al*., 2016), por ello, reúne las características de un indicador de salud del suelo (Doran & Parkin, 1996).

Por la naturaleza de los agentes cementantes involucrados, los macroagregados (>250 μm, MACRO) son menos estables que los microagregados (<250 μm, mA) y, consecuentemente, más susceptibles a las fuerzas de disrupción asociadas al uso del suelo (Six *et al*., 2004). Se ha propuesto que, dada su relación con el COT y el COP, el Nan podría

relacionarse también con la EA (Domínguez *et al*., 2016). Del mismo modo, dado que la EA de la masa del suelo depende de la estabilidad de los MACRO, el Nan en esta categoría de agregados podría ser un mejor indicador de la EA.

Por lo tanto, para suelos del Sudeste Bonaerense (SEB), se hipotetiza que: 1) el Nan en la masa total del suelo se relaciona de manera directamente proporcional con la EA y 2) el Nan en macroagregados ajusta mejor la relación con la EA que el Nan en la masa total del suelo. Para poner a prueba las hipótesis formuladas se plantearon los siguientes objetivos: 1) evaluar la relación del Nan en la masa total del suelo con la EA y los contenidos de COP y de COT del suelo bajo distintos sistemas de cultivo (SC) y 2) evaluar la relación del Nan en los MACRO con la EA del suelo y los contenidos de COP y de COT en los MACRO bajo distintos SC.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizaron muestras de suelo del ensayo "Rotaciones mixtas y labranzas" de la Unidad Integrada Balcarce (UIB) (37º 45´S; 58º 18´W; 130 msnm) conducido desde 1976. El suelo es un complejo de Argiudoles típico y Petrocálcico (Soil Survey Staff, 2014) con una textura superficial franca y ubicado en una pendiente de menos de 2% (bajo nivel de erosión). El diseño experimental es en bloques completos aleatorizados con arreglo en parcelas divididas y tres repeticiones. El SC fue asignado a las parcelas principales y la fertilización con nitrógeno (N), a las sub-parcelas. Para este trabajo se utilizaron cinco de los siete SC que comprende el ensayo y una sola de las cuatro dosis de N (60 kg N ha^{-1}). Los SC utilizados fueron: 1) agricultura permanente bajo siembra directa (SD) (100SD), 2) agricultura permanente bajo labranza convencional (LC) (100LC), 3) 75% del tiempo (nueve años) bajo agricultura con SD y 25% del tiempo (tres años) bajo pastura con base de gramíneas (75SD), 4) 75% del tiempo (nueve años) bajo agricultura con LC y 25% del tiempo (3 años) bajo pastura con base de gramíneas (75LC), y 5) pastura permanente con base de gramíneas (PP). En los períodos con agricultura, la secuencia de cultivos fue maíz (*Zea mays* L.)-soja (*Glycine max* (L) Merr.)-trigo (*Triticum aestivum* L.). Al momento del muestreo, el tratamiento PP había estado 20 años bajo pastura continua (desde 1994). El resto de los tratamientos se encontraba con rastrojo de trigo. Los tratamientos 75SD y 75LC habían tenido cinco años de agricultura luego de la última pastura (habían salido de pastura en 2009) y los tratamientos 100SD y 100LC habían tenido 20 años de agricultura más los 18 años de agricultura continua bajo LC desde el inicio del ensayo en 1976.

Las muestras de suelo se tomaron con pala a 0-5 y 5-20 cm en otoño de 2014. Los agregados se separaron en fresco por sus planos naturales de división, hasta pasar por un tamiz de 8000 μm y luego se secaron en estufa a 50°C hasta peso constante. Se separaron cuatro fracciones de suelo según la metodología propuesta por Six *et al*. (1998): 1) macroagregados grandes (>2000 μm, MA), 2) magroagregados chicos (2000-250 μm, Ma), 3) mA (250-53 μm), y 4) <53 μm. Esta separación se hizo en dos alícuotas de cada muestra cada una previamente re-humedecidas según: 1) una de las alícuotas por capilaridad (MC): incubada a temperatura ambiente por 24 h hasta alcanzar la capacidad de campo, y 2) la otra alícuota por humedecimiento violento (MV): sumersión de los agregados secos en el agua justo antes del tamizado. Cada fracción de agregados obtenida de ambos tamizados fue secada en estufa a 50°C hasta peso constante y luego pesada. Se calculó el cambio de diámetro medio ponderado (CDMP) entre los dos tamizados según Six *et al*. (2000b), pero sin corregir por contenido de arena dado que los suelos estudiados tienen un ínfimo contenido de arenas gruesas (Tourn, S.N., com. pers., 2016). El Nan se determinó en la masa total del suelo y en los MA y Ma resultantes del tamizado luego del MC por incubación anaeróbica de 7 d a 40°C (Waring & Bremner, 1964) y posterior micro-destilación por arrastre con vapor para determinar el $N\text{-}NH_4^+$ liberado (Keeney & Nelson, 1982). Se dispuso de las concentraciones de COT y de COP en la masa total del suelo y en los MA y Ma resultantes del tamizado luego del MC (Tourn, S.N., com. pers., 2016). En este trabajo se informan los resultados de Nan, COT, COP y CDMP en masa total del suelo y para los MACRO (promedio ponderado de MA y Ma) a la profundidad de 0-20 cm (calculados como el promedio ponderado de los datos a las profundidades de muestreo). Toda la información obtenida se analizó estadísticamente (análisis de varianza, regresiones y comparación de medias) con las sentencias incluidas en el programa Statistical Analysis System (SAS Institute, 2009).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 1 se presentan los contenidos de COT y COP y el Nan en la masa total de suelo de la capa arable (0-20 cm). El tratamiento bajo pastura continua (PP) mostró significativamente mayores valores de las tres variables. Los tratamientos bajo SD (75SD y 100SD) presentaron mayores valores que aquéllos bajo LC (75LC y 100LC). Estas diferencias entre sistemas de labranza fueron significativas, principalmente, en las fracciones lábiles (COP y Nan).

Asimismo, la Figura 1 muestra que cinco años de agricultura tanto bajo SD (75SD) como bajo LC (75LC) hicieron que COP y Nan adquirieran valores similares a los de agricultura continua (100SD y 100LC, respectivamente). Los contenidos de COT y de COP explicaron el 80 y el 94% (p<0,01), respectivamente, de la variabilidad del Nan en la masa del suelo en la capa arable.

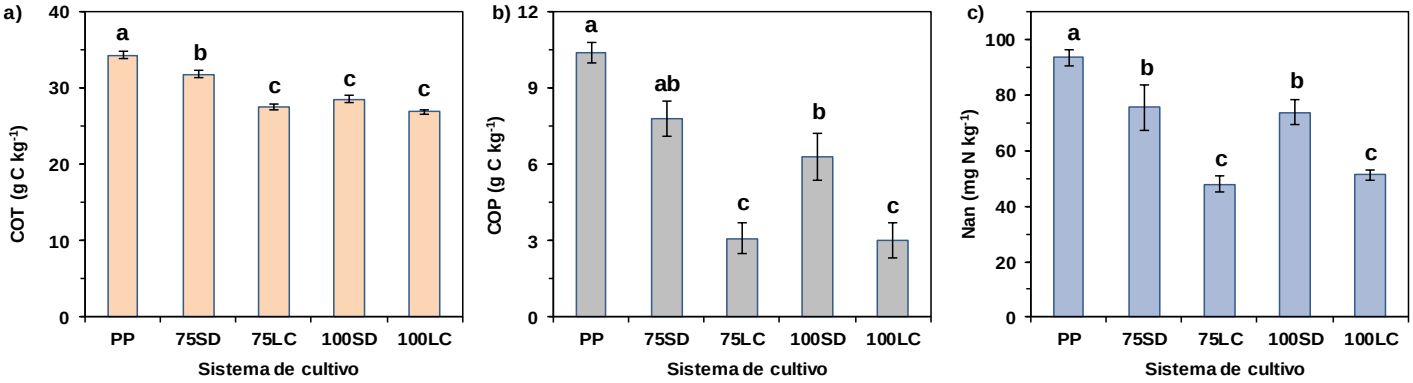


Figura 1: Carbono orgánico total (COT, a) y particulado (COP, b) y nitrógeno liberado en anaerobiosis (Nan, c) en la masa total del suelo a 0-20 cm bajo distintos sistemas de cultivo (ver las identificaciones en Materiales y métodos). Las barras verticales en cada columna indican error estándar de la media. Letras iguales dentro de cada gráfico indican que las diferencias entre medias son no significativas (p>0,05). Datos de COT y COP cedidos por Tourn, S.N. (com. pers., 2016).

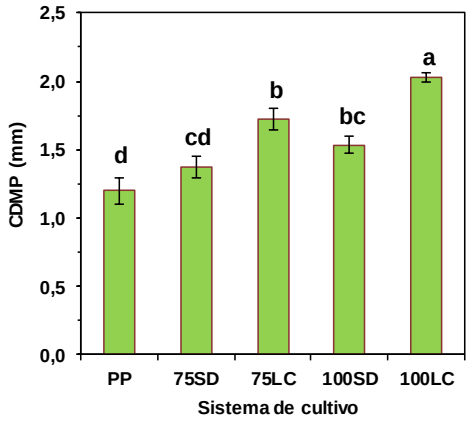


Figura 2: Cambio de diámetro medio ponderado (CDMP) en la masa total del suelo a 0-20 cm bajo distintos sistemas de cultivo (ver las identificaciones en Materiales y métodos).

El CDMP es una forma de expresar la EA. Mayores valores de CDMP significan menor EA. En la Figura 2 se puede ver que PP presentó el menor CDMP, mientras que 100LC presentó el mayor, y el resto de los tratamientos presentaron valores intermedios. Cabe aclarar que los dos tratamientos bajo agricultura con menor disturbio por laboreo (bajo SD) mostraron valores de CDMP más bajos que aquéllos bajo LC. Las diferencias entre SC en fracciones orgánicas y en CDMP pueden atribuirse al nivel de disturbio físico por el tipo de laboreo y al efecto del crecimiento de raíces en las situaciones con bajo disturbio (Six *et al*., 2004; Domínguez *et al*., 2008; Franzluebbers *et al*., 2014). El patrón de CDMP entre SC (Figura 2) es semejante al observado para las fracciones orgánicas del suelo (Figura 1). En la Figura 3 se muestran las regresiones entre CDMP y COT, COP y Nan en la masa total del suelo. El CDMP se relacionó fuertemente con COT y COP (Figura 3a,b) y también con Nan (Figura 3c) cuya variabilidad explicó el 72% de la de CDMP. Esto último confirma que el Nan puede ser utilizado como indicador de EA (Domínguez *et al*., 2016).

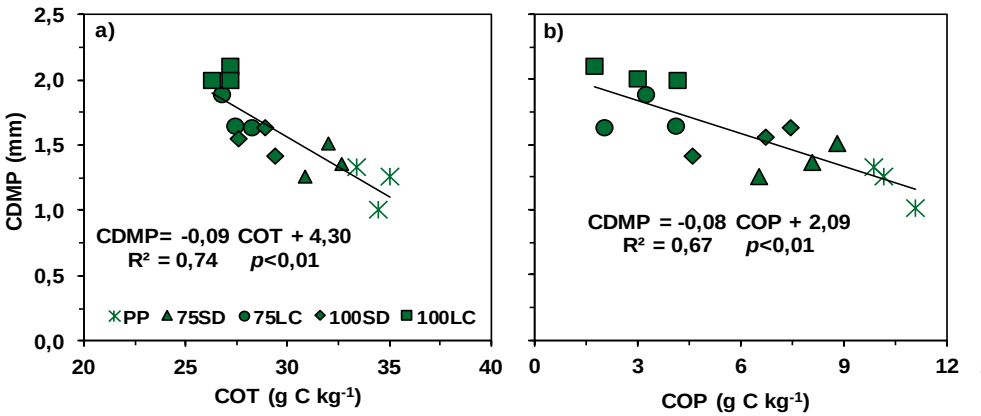


Figura 3: Cambio de diámetro medio ponderado (CDMP) en función de carbono orgánico total (COT, a) y particulado (COP, b) y nitrógeno liberado en anaerobiosis (Nan, c) en la masa total del suelo a 0-20 cm bajo distintos sistemas de cultivo (ver las identificaciones en Materiales y métodos). Datos de COT y COP cedidos por Tourn, S.N. (com. pers., 2016).

El patrón de distribución de agregados por tamaño luego del MC fue diferente que luego del MV. Cuando el re-humedecimiento se hizo por capilaridad, la mayor proporción de la masa total del suelo estuvo representada por los MACRO. Por otro lado, cuando el suelo fue sometido al MV, la mayor proporción de la masa total del suelo se concentró en mA. El MV provocó que el agua ingresara rápidamente en los poros de los agregados secos y se generaran grandes fuerzas internas por compresión del aire dentro aquéllos, haciendo que los agregados menos estables estuvieran más susceptibles a ser rotos con el tamizado posterior (Kemper & Rosenau, 1986). Así, la diferencia de peso de MACRO entre tamizados luego de cada re-humedecimiento, mostró diferencias entre SC y explicó una gran proporción del CDMP de la masa total del suelo a 0-20 cm (Figura 4). Lo mostrado en la Figura 4b confirma que la EA del suelo puede ser explicada a través de los cambios en los MACRO.

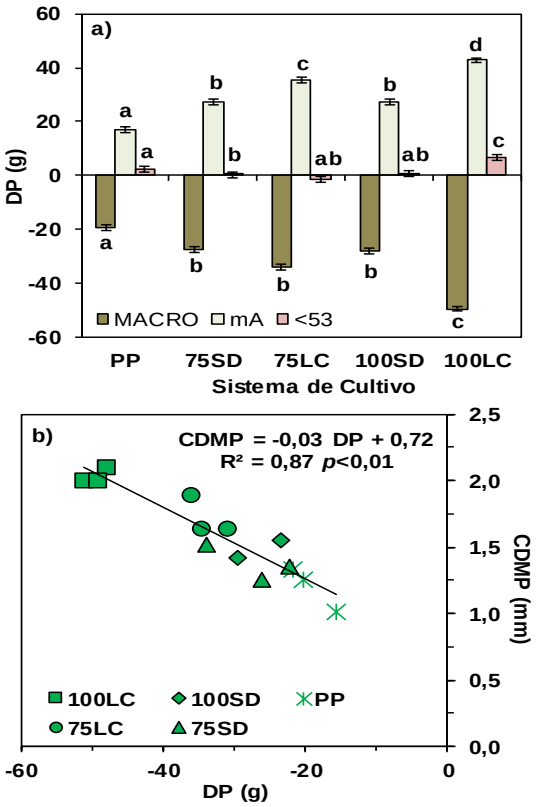


Figura 4: Diferencia de peso (DP) de macroagregados entre dos tamizados para diferentes sistemas de cultivo (SC) (a) y cambio de diámetro medio ponderado (CDMP) en función de DP (b) en la masa total del suelo a 0-20 cm bajo distintos SC (identificaciones en Materiales y métodos).

Aquellos agentes que contribuyen a la formación y estabilización de los MACRO son más susceptibles a ser afectados por las prácticas de manejo (Six *et al*., 2004) y, por ello, la susceptibilidad a la ruptura de estos agregados es fuertemente influenciada por el efecto de los SC. Como era de esperar, las menores diferencias de peso de agregados entre tamizados luego de cada re-humedecimiento (Figura 4a) y los menores CDMP (Figura 2), correspondieron al tratamiento PP, y los mayores a 100LC, estando en situación intermedia los SC que incluyen pasturas en la rotación (75LC y 75SD) y 100SD. Six *et al.* (2004) y Li *et al*. (2016) indicaron que la estabilidad de los MACRO aumentaba con el incremento en la concentración de CO en su interior. El efecto de las labranzas en la EA ocurre, principalmente, a través del efecto sobre la cantidad y la calidad del material orgánico ocluido dentro de los MACRO. Las labranzas agresivas como LC, causan la ruptura de los macroagregados e inhiben la inclusión y/o la persistencia de COP dentro de ellos, causando así la reducción de su estabilidad (Six *et al*., 2000a, b). Por otra parte, Gale & Cambardella (2000) presentaron evidencias de que bajo SD los macroagregados más estables, definidos como aquéllos que se mantenían intactos luego del disturbio, poseían mayor concentración de COP joven, proveniente principalmente de raíces, que los macroagregados menos estables.

Tabla 1: Contenidos de carbono orgánico total (COT)y particulado (COP) y nitrógeno de amonio liberado en anaerobiosis (Nan) en macroagregados a 0-20 cm para diferentes sistemas de cultivo (SC) (identificaciones en Materiales y métodos). Los valores entre paréntesis son errores estándar de la

SC	COT	COP	Nan
	---------- g kg^{-1} ----------		mg kg^{-1}
PP	34,1 a (0,7)	13,4 a (0,7)	109,1 a (5,4)
75SD	29,4 b (1,3)	8,7 bc (0,4)	82,2 b (6,1)
75LC	27,4 b (1,6)	6,7 c (0,8)	69,2 bc (5,5)
100SD	29,3 b (0,5)	9,5 b (0,5)	64,3 c (3,4)
100LC	27,9 b (0,6)	7,2 c (0,4)	41,9 d (0,5)

Todo esto indicaría que los contenidos de COT y COP y el Nan en MACRO remanentes del tamizado luego del MC, podrían ser indicadores más sensibles de la EA que los respectivos en la masa total del suelo (Six *et al*., 2004; Roldán *et al*., 2014; Studdert, 2014). En la Tabla 1 se muestran los contenidos de COT y COP y el Nan en MACRO para los SC estudiados. Las relaciones del CDMP del suelo con el COT y con el COP en MACRO fueron altamente significativas ($p<0,01$) y con R^2 similares a los mostrados en la Figura 3a y b, respectivamente, para la masa total del suelo (datos no mostrados). Esto confirma que la EA de la masa del suelo está estrechamente relacionada con el COT y el COP y que los contenidos de éstos en MACRO tienen la mayor responsabilidad en su definición.

En consonancia con las relaciones de Nan con COT y con COP en la masa total del suelo, las relaciones entre dichas variables en MACRO fueron también altamente significativas ($p<0,01$) (datos no mostrados). No obstante, los R^2 para Nan vs. COT y Nan vs.

COP en MACRO a 0-20 cm fueron 0,60 y 0,66, respectivamente, que fueron menores que los mencionados más arriba para la masa total del suelo, posiblemente asociado con una variabilidad algo mayor.

Así, estando el Nan en MACRO estrechamente relacionado con el COT y el COP en esa fracción de agregados y éstos con el CDMP del suelo, es válido analizar la relación del Nan en MACRO con el CDMP. Además, la variación del Nan en MACRO explicó una muy alta proporción (alrededor del 0,70, p<0,01) de la variabilidad de Nan en la masa total del suelo. Si bien dicho R^2 es más bajo, esto coincide con lo reportado por Gregorutti *et al*. (2014) para molisoles y vertisoles de Entre Ríos, quienes informaron una relación significativa entre Nan en masa total del suelo y Nan en MACRO remanentes del tamizado luego de MC, con un R^2 de 0,90.

La relación entre el CDMP del suelo y el Nan en los MACRO a 0-20 cm (Figura 5) fue altamente significativa (p<0,01) con un R^2 similar al mostrado en la Figura 3c para la relación entre CDMP y Nan en la masa total del suelo. El ajuste significativo mostrado en la Figura 5 indicaría que el Nan en MACRO sería también un buen indicador de salud del suelo ya que se relaciona con varias funciones edáficas, entre ellas la EA, y muestra sensibilidad para diferenciar los efectos de los SC (Figura 5).

La similitud de los ajustes mostrados en la Figura 3c y en la Figura 5 indican que una separación por tamaño de agregados para la determinación de Nan en los MACRO no parecería justificarse. Esto requeriría mucho tiempo ya que las muestras de suelo deben ser previamente humedecidas (24 h aproximadamente) y luego recién se realizaría el tamizado para luego determinar el Nan. En síntesis, para las situaciones estudiadas, el Nan en MACRO permitió distinguir entre situaciones de manejo, es relativamente sencillo y económico y contribuye a la caracterización del estado de la salud edáfica en relación con el uso, pero no mostró mejor comportamiento que el Nan en la masa total del suelo para explicar cambios en la EA. De todas formas, en esta experiencia se trabajó con sólo un tipo de suelo y en un ensayo controlado con un rango limitado de SC. Sería de importancia corroborar estos resultados ampliando el estudio a otros suelos con diferentes texturas y diferentes condiciones de manejo.

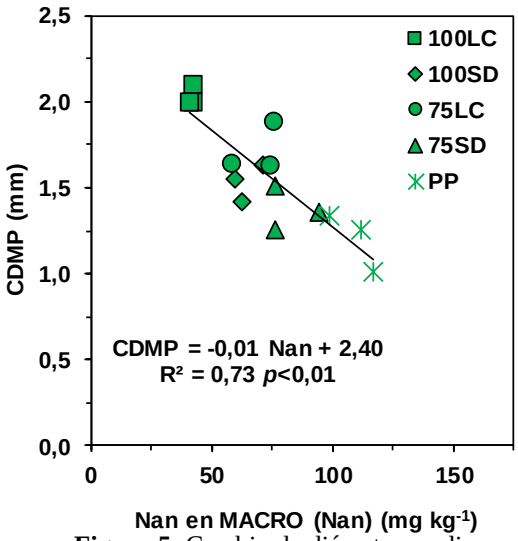


Figura 5: Cambio de diámetro medio ponderado (CDMP) en la masa total del suelo a 0-20 cm en función de nitrógeno liberado en anaerobiosis (Nan) en macroagregados (MACRO) bajo distintos sistemas de cultivo (identificaciones en Materiales y métodos).

CONCLUSIONES

De acuerdo con los análisis realizados y las relaciones observadas, para las condiciones en que se desarrolló este estudio, no se reunieron evidencias suficientes para rechazar la primera hipótesis. El Nan en la masa total del suelo mostró una relación estrecha con el CDMP y, por lo tanto, el valor de Nan puede ser utilizado como un indicador de la EA.

Por otro lado, las evidencias reunidas al analizar la relación entre el CDMP y el Nan en MACRO fueron suficientes para rechazar la segunda hipótesis. Las variaciones de CDMP fueron explicadas por los cambios en Nan en MACRO en una proporción similar a la observada para el Nan en la masa total del suelo. Por lo tanto, no se justificaría hacer el tamizado luego del MC para separar MACRO, porque incrementa la cantidad de horas-hombre necesarias y, además, el tiempo necesario para tenerlo. Sería importante que esta investigación se realizara en otras condiciones.

AGRADECIMIENTOS

La información en este trabajo es parte de la Tesis de Ingeniera Agrónoma de la primera autora. Este trabajo fue financiado con subsidios de FONCyT (PICT 2012-1092), de la Universidad Nacional de Mar del Plata (AGR518-16 y AGR536-17) y del INTA (PNCyO 1127032).

BIBLIOGRAFÍA

- Diovisalvi, NV; GA Studdert; NI Reussi Calvo; GF Domínguez & A Berardo. 2014. Estimating soil particulate organic carbon through total soil organic carbon content. Ciencia del Suelo. 32:85-94.

- Domínguez, GF; A Andersen & GA Studdert. 2008. Cambios en la estabilidad de agregados en distintos sistemas de cultivo bajo siembra directa y labranza convencional. Actas XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Potrero de los Funes, San Luis, mayo 2008. En CD.
- Domínguez, GF; GV García; GA Studdert; MA Agostini; SN Tourn & MN Domingo. 2016. Is anaerobic mineralizable nitrogen suitable as soil quality/health indicator? Spanish J. Soil Sci. 6:82-97.
- Doran, JW & TB Parkin. 1996. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. En: JW Doran & AJ Jones (eds.) Methods for assessing soil quality. Special Publication Nº 49. Pp. 25-37. SSSA; Madison, Wisconsin, EEUU.
- Franzluebbers, A; J Sawchik & MA Taboada. 2014. Agronomic and environmental impacts of pasture–crop rotations intemperate North and South America. Agric. Ecosys. Environ. 190:18–26.
- Gale, WJ & CA Cambardella. 2000. Carbon dynamics of surface residue–and root-derived organic matter under simulated no-till. Soil Sci. Soc. Am. J. 64:190-195.
- Garcia, GV; GA Studdert; MN Domingo & GF Domínguez. 2016. Nitrógeno mineralizado en anaerobiosis: relación con sistemas de cultivo de agricultura continua. Ciencia del Suelo 34:127-138.
- Gregorutti, CV; LE Novelli; RJM Melchiori; MV Ormaechea & OP Caviglia. 2014. Nitrógeno incubado en anaerobiosis y su relación con el nitrógeno orgánico en diferentes fracciones. Ciencia de Suelo. 32:41-51.
- Keeney, DR & DW Nelson. 1982. Nitrogen inorganic forms. En: AL Page (ed.) Methods of soil analysis. Part 2: Chemical and microbiological properties. Agronomy Monograph, 9. Pp. 643-698. ASA, SSSA, Madison, Wisconsin, EEUU.
- Kemper, WD & RC Rosenau. 1986. Aggregate stability and size distribution. In: Klute, A. (ed.) Methods of soils analysis. 2nd ed. ASA, SSSA, Madison, Wisconsin, USA. Agronomy Monograph 9.1 pp. 425-442.
- Lal, R. 2010. Enhancing eco-efficiency in agro-ecosystems through soil carbon sequestration. Crop Sci. 50:S-120-S-131.
- Li, S; X Gu; J Zhuang; T An; J Pei.; H Xie; H Li; S Fu & J Wang. 2016. Distribution and storage of crop residue carbon in aggregates and its contribution to organic carbon of soil with low fertility. Soil Till. Res. 155:199-206.
- Manuel-Navarrete, D; GC Gallopín; M Blanco; M Díaz-Zorita; DO Ferraro; H Herzer; P Laterra; MR Murmis; G Podestá; J Rabinovich; EH Satorre; F Torres & EF Viglizzo. 2009. Multi-causal and integrated assessment of sustainability: the case of agriculturization in the Argentine Pampas. Environ. Dev. Sustain. 11:621–638.
- Powlson, DS; PJ Gregory; WR Whalley; JN Quinton; DW Hopkins; AP Whitmore; PR Hirsch; KWT Goulding. 2011. Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. Food Policy 36(Suppl.1):S72-S87.
- Quiroga, AR & GA Studdert. 2014. Manejo del suelo e intensificación agrícola: agua y materia orgánica, dos aspectos clave. En: HE Echeverría & FO García (eds.). Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. 2da ed. Pp. 73-100.Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina.
- Roldán, MF; GA Studdert; CC Videla; S San Martino & LI Picone. 2014. Distribución de tamaño y estabilidad de agregados en molisoles bajo labranzas contrastantes. Ciencia del Suelo. 32:247-257.
- SAS Institute. 2009. SAS Online Doc, Versión 9. SAS Institute Inc., Cary, North Carolina, EEUU. Programa computacional.
- Six, J; ET Elliott & K Paustian. 1998. Aggregate and SOM dynamics under conventional and no-tillage systems. Soil Sci. Soc. Am J. 62:1350–1358.
- Six, J; ET Elliott & K Paustian. 2000a. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. Soil Biol. Biochem. 32:2099-2103.
- Six, J; ET Elliott & K Paustian. 2000b. Soil structure and soil organic matter: II. A normalized stability index and the effect of mineralogy. Soil Sci. Soc. Am. J. 64:1042-1049.
- Six, J; H Bossuyt; S Degryze & K Denef. 2004. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. Soil Till. Res. 79:7-31.
- Soil Survey Staff. 2014. Keys to soil taxonomy. USDA, Natural Resources Conservation Service. Washington, DC, EEUU. 372 p.
- Studdert, GA. 2014. Materia orgánica y sus fracciones como indicadores de uso sustentable de suelos del Sudeste Bonaerense. Actas XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mesa Redonda: La materia orgánica como un indicador de calidad del suelo. Bahía Blanca, Buenos Aires, mayo 2014. En CD.
- Waring, SA & JM Bremner. 1964. Ammonium production in soil under waterlogged conditions as an index of nitrogen availability. London Nature 201:951-952.

C4P118. EMPLEO DE GIS PARA IDENTIFICAR PATRONES CON EXCESO DE AGUA EN PARTIDOS DE LA PAMPA DEPRIMIDA

Rodas Alonso[1], Rossana V.; Debelis[1], Silvina P. y Conde[2], Sandra B.

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Lomas de Zamora. Ruta Prov. 4 y Juan XXIII. Lomas de Zamora, Buenos Aires. Argentina. silvinadebelis@yahoo.com.ar

[2] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Agencia de Extensión Rural Lobos. San Martín 217. Lobos, Buenos Aires.

RESUMEN

La Pampa Deprimida constituye un notable ejemplo de llanura de baja pendiente con una apariencia totalmente plana, gran extensión y un acentuado problema de hidrohalomorfismo. Estas características y la cantidad e intensidad de las lluvias en esta subregión, ocasionan frecuentes inundaciones y anegamientos de distinta extensión. La utilización de Sistemas de Información Geográfica y la teledetección son herramientas de suma utilidad para el estudio de fenómenos naturales, como es la inundación. Los objetivos del trabajo son estudiar la evolución de las superficies anegadas en el Partido de Monte, mediante la utilización de imágenes Landsat y SIG, asociando esta información a la pluviometría registrada. Se realizaron análisis de una serie de imágenes mensuales del año 2016, Landsat 8 OLI en 7 bandas combinadas en el rango del espectro que abarca desde el azul, verde, rojo, hasta el IR (infrarojo), el IR cercano, medio y lejano. Tras el análisis visual de las capas ráster obtenidas en el NDWI se determinó el rango que define el valor de pixeles con agua y no agua en superficie, posteriormente se calculó la superficie anegada en la capa ráster que provee el módulo Saga, para el partido de Monte en cada mes. Para el año analizado con esta metodología se observa que, la influencia de las características de los suelos que la componen y la cantidad de precipitación acumuladas en esta localidad, ocasionan frecuentes inundaciones y anegamientos de distinta extensión, siendo los mayores en extensión los correspondientes a julio y agosto. Se propone para continuar con la investigación el análisis de la influencia de años húmedos y años secos, sobre el patrón de distribución del exceso de agua.

Palabras claves: GIS; Landsat, inundación

INTRODUCCIÓN

La Pampa Deprimida constituye un notable ejemplo de llanura de baja pendiente con una apariencia totalmente plana. Existen no obstante desniveles a escala local que condicionan diferencias en el escurrimiento de las aguas de lluvia, producen acumulaciones superficiales que, ya en las posiciones cóncavas como en las planas, dan lugar a características particulares en los perfiles hidromórficos que dominan en la región aludida (Debelis *et al.*, 2005). Se caracteriza por su gran extensión (9,5 millones de hectáreas), un relieve extremadamente plano (0,01% de pendiente promedio) donde, salvo escasas excepciones, no se advierten formas definidas; y un acentuado problema de hidrohalomorfismo generalizado en toda el área (Tricart, 1973).

Predominan unidades cartográficas del tipo complejos con alto porcentaje de suelos alcalinos, algunos desde superficie y otros con elevado porcentaje de sodio de intercambio en los horizontes subsuperficiales (Natracuol típico y Natracualf típico). Hay pedones leve a moderadamente salinos. Estas características y la cantidad e intensidad de las lluvias en esta subregión, ocasionan frecuentes inundaciones y anegamientos de distinta extensión. La actividad productiva de cría de ganado, regulada por la propia dinámica estacional, productividad y calidad de los pastizales naturales, se encuentra actualmente amenazada por cambios productivos y de uso de tierra.

La utilización de Sistemas de Información Geográfica y la teledetección son herramientas de suma utilidad para el estudio de fenómenos naturales, como es la inundación (Soldano *et al*., 2004). Las técnicas de sensoramiento remoto por satélite son cada día más importantes, las mismas proveen el punto de vista sinóptico requerido por los estudios de planificación del desarrollo integrado.

El potencial de inundación de un área, aparte de los datos históricos, es la identificación de planicies de inundación y de áreas propensas a inundaciones. Estas áreas son generalmente reconocibles en imágenes satelitales, debido al marcado contraste existente entre el agua y el resto del paisaje en el espectro electromagnético. En consecuencia, esta herramienta permite la evaluación del riesgo de inundación y el trazado de mapas de áreas susceptibles

en función de la cobertura por satélite de un área de estudio (Sanyal & Lu, 2004; Zang *et al*. 2014; Dao Phuong *et. al*, 2015).

El área de estudio abarca los partidos de Mercedes, Monte, Cañuelas, Lobos, Roque Pérez y Navarro, provincia de Buenos Aires, representativos dentro de la Pampa Deprimida. No obstante, en esta comunicación se presentan los avances de una sola localidad.

Los objetivos del trabajo son estudiar la evolución de las superficies anegadas en el Partido de Monte, mediante la utilización de imágenes Landsat y con la utilización de un SIG, asociando esta información a la pluviometría registrada.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para estudiar la evolución de las superficies anegadas durante el año 2016, se realizó un análisis de imágenes satelitales Landsat 8, y posterior empleo del programa Q-GIS, para la estimación de la superficie anegada mensual. Se trabajó con imágenes mensuales del año 2016, Landsat 8 *Operational Land Imager* (OLI), en 7 bandas combinadas en el rango del espectro, rojo, verde, azul (RGB) e infrarrojo, IR cercano, medio y lejano. Las escenas utilizadas fueron 225-84 y 225-85. Landsat 8 tiene una resolución temporal de 16 días y espacial de 30 x 30 metros. Las imágenes suministradas por el grupo SIG INTA PERGAMINO se corrigieron geométricamente considerando la proyección Gauss Krugger faja 5. Posteriormente se trabajo con las bandas: 4-5-6, para calcular el índice diferencial de agua normalizado NDWI (del inglés Normalized Difference Water Index), con una composición color IRC- IR 1/2. Utilizando las bandas: 4 -5- 6 Rojo para vegetación, Negro para agua y Cian para suelo.

El NDWI se calculó a partir de la siguiente fórmula: VERDE – NIR/VERDE +NIR; donde NIR: Infrarojo cercano.

El NDWI es una variación del NDVI (Índice de Vegetación Diferencial Normalizado). Si en la ecuación invertimos el orden del NIR y cambiamos la banda roja por la verde, el resultado será contrario al NDVI, la vegetación será suprimida y los cuerpos de agua se realzarán (McFeeters, 1996). Esta operación se hace pixel a pixel, de dos bandas se obtiene un ráster de una sola banda. (unibanda). Blanco: valores de pixel alto (1), indica espejos de agua. Negro: valores de pixel bajos, indica ausencia de agua en superficie. Valores cercanos a 1 (valor de corte a partir de in pixel determinado) indican presencia de agua.

Con esos valores se confecciona la tabla de Reclassify values simple (SAGA/ raster tools/reclassify values simple), con el fin de determinar pixeles con agua, clasificarlos y delimitar áreas con agua en superficie. El módulo SAGA GIS es una herramienta muy versátil relacionada con el modelado de cuencas hidrológicas. El rango se definió a partir del NDWI y las precipitaciones mensuales de cada localidad. Los datos de precipitación fueron proporcionados por la AER-Lobos (INTA). Quantum GIS (Q-GIS) es un Sistema de Información Geográfica (SIG) de código libre para sistemas operativos GNU/Linux, Unix, Mac OS, Microsoft Windows y Android. Este SIG permitió obtener imágenes que permiten visualizar el patrón espacial de distribución de los cuerpos de agua de diferente magnitud.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tras el análisis visual de las capas ráster obtenidas en el NDWI se determinó el rango que define el valor de pixeles que representan presencia y ausencia de agua.



Figura 1: A- NDWI pixeles con agua: blanco, pixeles sin agua: negro. **B**- NDWI pseudocolor ayuda al análisis visual. **C**- Superficie con agua

Cuando los valores se encuentran entre 0 - 0,35 (pixeles de tono blanco y grises muy claros) indican presencia de agua y valores entre 0, 35–1 (pixeles de tono gris oscuros a negro) ausencia de agua en superficie, representado en la Figura: 1-A. Se aplicó unibanda pseudocolor para facilitar el análisis visual (Figura 1-B), permitiendo una clara distinción de las distintas áreas anegadas en función de la magnitud de las mismas. Posteriormente se calculó la superficie anegada en la capa ráster que arroja el SAGA, con los valores de pixeles agrupados en "agua" y "no agua". Dicha capa se convierte a una capa vectorial (Figura: 1-C) cuya tabla de atributos permite cuantificar el porcentaje de la superficie anegada por mes para esta localidad (Tabla: 1), en la cual se observa que los meses de mayor % de superficie anegada fueron julio y agosto coincidiendo con los meses de invierno y con el aumento de la precipitación acumulada hasta el momento. (Figura 4). Con SAGA, a partir de las imágenes clasificadas en agua-no agua es posible realizar mapas de frecuencia de anegamiento. Las imágenes Landsat también permiten la identificación de cuerpos de agua transitorios, y tienen una mejor resolución espacial que otras imágenes (Figueroa Schibber *et al*., 2013).

Tabla 1: Porcentaje de área anegada de la superficie del partido.

Mes	Fecha de la imagen	PP mensual (mm)	Has anegadas	% de área anegada
Ene.	07-ene	64	7212	3,82
Feb.	24-feb	102	4991	2,64
Mar.	11-mar	46	720	0,38
Abr.	28-abr	196	5509	2,91
Jun.	15-jun	20	5676	3,00
Jul.	17-jul	99	9917	5,25
Ago.	18-ago	7	8875	4,70
Nov.	06-nov	40	8164	4,32
Nov.	22-nov	40	6310	3,34

Superficie del Partido de Monte: 189.000 has.



Figura 4: Relación del % de superficie anegada y la precipitación.

El análisis de las unidades cartográficas de suelos de la Hoja 3560-30 San Miguel del Monte (INTA, 1989), demuestran que las áreas señaladas como anegadas en los mapas resultantes del estudio de las imágenes satelitales y el empleo de QGIS, coinciden con las lagunas permanentes y temporarias de las hojas analizadas y forman parte de unidades cartográficas de tipo complejos de capacidad de uso principalmente de clase VI_{ws} y VII_{ws} (Tabla 2).

CONCLUSIONES

La metodología aplicada resultó ser una herramienta adecuada para identificar el patrón espacial de la distribución de aguas en una cuenca de baja pendiente. En este trabajo se han podido identificar zonas con anegamiento en el partido de Monte y cuantificar su extensión superficial mensual. Para el año analizado con esta metodología se observa que, la influencia de las características de los suelos que la componen y la cantidad de precipitación acumuladas en esta localidad, ocasionan frecuentes inundaciones y anegamientos de distinta extensión. Se propone para continuar con la investigación el análisis de la influencia de años húmedos y años secos, sobre el patrón de distribución del exceso de agua.

Tabla 2: Guía de Unidades Cartográficas de Suelo, correspondientes al área de estudio

Símbolo	Composición de la Unidad	Capacidad de uso
CoAES	Complejo de suelos hidromórfico Arroyo El Siasgo (100%)	VIIws
CoAISLM	Complejo de suelos alcalinos-salino Los Mochos (100%)	VIIws
CoLMfin	Complejo de suelos hidromórfico-salino inundable Los Mochos (100%)	VIws
CoRSaIIb	Complejo de suelos alcalinos de la terraza del Río Salado IIb (100%)	VIIws
CotiRSaIb	Complejo de suelos alcalino-salinos de la terraza intermedia del Río Salado (100%)	VIIws
CoTBRS	Complejo de suelos alcalino del Río Salado (100%)	VIws
CoTInRS	Complejo de suelos hidromórficos de la terraza inundable del Río Salado (100%)	VIws
Gche	Complejo series Goyeneche (40%), La Libertad (30%) y Videla Dorna (30%)	VIws
Gche1	Complejo series Goyeneche (50%), Tuyutí (30%) y Videla Dorna (20%)	VIws
L	Lagunas permanentes y/o temporarias	VIII
LAb4	Asociación series La Albina (70%) y Santa Rita (30%)	VIws
LGZ	Asociación series La Guarida del Zorro (40%), Monte (30%) y Videla Dorna (30%)	VIws
LM	Asociación series Los Mochos (70%) y San Luís Beltrán, fase muy anegable (30%)	VIws
LM6	Consociación series Los Mochos, fase pobremente drenada (100%)	VIws

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a la AUS. Adriana Ferreyra y al AUS. Ricardo T. Llorente del Grupo SIG INTA Pergamino.

BIBLIOGRAFÍA

- Dao Phuong D.; L Yuei-An & C Chih-Wei. 2015. Detection of Flood Inundation Regions with Landsat/MODIS Synthetic Data. Conference: Conference: International Symposium on Remote Sensing 2015, At Tainan,Taiwan. https://www.researchgate.net/publication/275026654_Detection_of_Flood_Inundation_Regions_with_LandsatMODIS_Synthetic_Data [accessed Jan 11 2018].
- Debelis S.P.; A.A. Bozzo; M.B. Barrios & A. Buján. 2005. The relationship between soil characteristics and vegetation as a function of landform position in an area of the Flooding Pampa. Span J Agric Res 3(2), 232-242.
- Figueroa Schibber E.; A.N. Campos & C.M. Di Bella. 2013. Seguimiento de áreas anegadas en llanuras mediante sensores remotos. Congreso Argentino de AgroInformática, CAI 2013. Pp105-115. ISSN 1852-4850
- INTA. 1989. Carta de Suelos. Hoja 3560- 30. Monte. República Argentina. http://anterior.inta.gov.ar/suelos/cartas/3560/SMMonte/index.htm
- McFeeters, S. K. 1996. The use of normalized difference wáter index (NDWI) in the delineation of open water features. *International Journal Of Remote Sensing*, **17**, pp. 1425-1432.
- Sanyal, J. & X Lu. 2004. Application of remote sensing in flood management with special reference to monsoon Asia: a review. Natural Hazards, 33(2): 283-301.
- Soldano, A., Giraut, M., & Goniadzki, D. 2004. Mapa de Suceptibilidad Urbana ante Inundaciones, Caso: Ciudad de Goya, Provincia de Corrientes. Recuperado de http://www.rimd.org/advf/documentos/4922eda73d020.pdf el 10/07/2009.

- Tricart L.F. 1973. Geomorfología de la Pampa deprimida: Base de los estudios edafológicos y agronómicos. INTA. Colección Nº XII. Bs. As.
- Zhang, F.; X Zhu & D Liu. 2014. Blending MODIS and Landsat images for urban flood mapping. International Journal of Remote Sensing, 35(9): 3237-3253.

C4P119. CARBONO EXTRAÍBLE EN AGUA CALIENTE ¿UN MEJOR INDICADOR DE RUTINA PARA EVALUAR LA SALUD EDÁFICA?

Rodriguez, Silvia[1]; Studdert, Guillermo A. [1]; Baeza, María C.[1,2]; Domínguez, Germán, F. [1] y García, Gisela V.[1,3]

[1] Facultad de Ciencias Agrarias, Univ. Nac. Mar del Plata, Unidad Integrada Balcarce. Ruta Nac. 226 km 73,5. Balcarce, Buenos Aires, Argentina. [2]Becaria Post-Doctoral CONICET. [3]Becaria Doctoral de la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires. studdert.guillermo@inta.gob.ar

RESUMEN

Un manejo de suelos que contribuya a una agricultura sustentable, requiere de indicadores que den señales tempranas del estado de salud edáfica. La determinación de algunas fracciones lábiles de la materia orgánica del suelo es engorrosa y consumidora de tiempo. Se necesitan otras variables más fácilmente medibles, como podría ser la técnica de carbono extraíble en agua caliente (CAC). Se hipotetiza que el CAC se relaciona positivamente con el carbono orgánico total (COT), el carbono orgánico particulado (COP), el nitrógeno incubado en condiciones de anaerobiosis (NAN) y la estabilidad de los agregados (EA) expresada como cambio en el diámetro medio ponderado (CDMP). El objetivo fue evaluar el CAC como posible indicador de salud edáfica estudiando su relación con el COT, el COP, el NAN y la EA. Se analizaron muestras de suelo a dos profundidades (0-5 y 5-20 cm) de 32 lotes de producción y situaciones prístinas localizados en el centro-sudeste bonaerense. En los 5 cm superficiales del suelo, el contenido de CAC varió entre 0,68 y 1,63 g kg^{-1} para los lotes de producción y entre 0,79 y 3,09 g kg^{-1} para las situaciones prístinas, representando, en promedio, un 3,3 % y un 3,6 % del COT, respectivamente. El contenido de CAC fue un 32% menor para la capa de 0-20 cm, en los lotes de producción respecto a aquel presente en las situaciones prístinas. Además, se observó una disminución con la profundidad. No se reunieron evidencias suficientes para rechazar la hipótesis planteada. El CAC presentó una estrecha relación positiva con el COT, el COP y el NAN, y negativa con el CDMP, lo que correspondería a una relación positiva con la EA. Habría indicios favorables para seguir evaluando la técnica de CAC para ser utilizada como indicador de salud edáfica.

Palabras clave: fracciones orgánicas lábiles, nitrógeno mineralizado en anaerobiosis, estabilidad de agregados

INTRODUCCIÓN

La degradación del recurso suelo y la sostenibilidad agrícola se encuentran entre los problemas ambientales que han suscitado un interés creciente a nivel internacional. Esto ha conducido a la necesidad de evaluar la capacidad del suelo de cumplir adecuadamente con su función en el agroecosistema (Lal *et al.*, 2007), lo que se conoce como salud edáfica. Ésta no puede ser medida directamente, sino que se requiere integrar la información proporcionada por distintos indicadores físicos, químicos y/o biológicos (Mairura *et al.*, 2007). Las variables a utilizar como indicadores deben ser sensibles para detectar cambios en el corto a mediano plazo, fáciles de medir e interpretar y accesibles a muchos usuarios (Doran *et al.*, 1999).

La materia orgánica (MO) es el componente del suelo que con más frecuencia se utiliza como indicador de su salud y de su sustentabilidad agronómica (Chen *et al.*, 2009). La MO del suelo está compuesta por dos compartimentos principales: una fracción estabilizada y una fracción lábil. La fracción estabilizada se compone principalmente de sustancias húmicas resistentes a la descomposición microbiana (Sollins *et al.*, 1996). La fracción lábil, representada por los materiales más jóvenes y biológicamente más activos, es importante porque se relaciona con el ciclado y la disponibilidad de nutrientes, la actividad microbiana, y la formación y estabilidad de los agregados (EA). Por lo tanto, está estrechamente asociada con la productividad del suelo (Carter, 2002). Si bien esta fracción representa una proporción generalmente pequeña de la MO total (MOT), es más sensible a los efectos del uso del suelo (Haynes, 2005). Por ello, su variación puede utilizarse como indicador temprano del efecto de la rotación de cultivos, de la fertilización o del sistema de labranza sobre la salud edáfica (Haynes, 2005; Plaza-Bonilla *et al.*, 2014). La mayoría de los estudios realizados sobre suelos de la Región Pampeana Argentina han reportado que los cambios ocurridos en el corto plazo debidos al manejo agronómico se manifiestan en la MO lábil en mayor medida que en la más estable (Eiza *et al.*, 2005; Cozzoli *et al.*, 2010).

El fraccionamiento de la MO puede ser químico, bioquímico, físico de partículas y/o de agregados, isotópico y/o conceptual (Andriulo *et al.*, 1990). Desde el punto de vista práctico, una separación útil debería permitir aislar fracciones lábiles que tengan un significado funcional. En el Sudeste Bonaerense (SEB) se ha demostrado que el carbono (C) orgánico (CO) particulado (COP) es un indicador más sensible que el CO total (COT) para manifestar diferencias por

efecto del manejo (Eiza *et al.*, 2005; Diovisalvi *et al.*, 2008). Asimismo, se ha demostrado su estrecha relación con la capacidad del suelo de proveer nitrógeno (N) y con la EA (Domínguez *et al.*, 2016). No obstante, la determinación de COP demanda mucho tiempo, lo que atenta contra su uso generalizado y de rutina (Diovisalvi *et al.*, 2014). Existen otros métodos que separan fracciones lábiles de la MO que son más rápidos y sencillos, y podrían ser más fácilmente utilizados, pero aún no están estandarizados para las condiciones edafoclimáticas del Centro-SEB. Entre ellos, puede mencionarse el método conocido como C extraíble en agua caliente -CAC (Ghani *et al.*, 2003). En suelos volcánicos, Armas-Herrera *et al.* (2013), al comparar diferentes procedimientos físicos y químicos de fraccionamiento, encontraron que el CAC fue el que mejor se correlacionó con la fracción de C potencialmente mineralizable. Ghani *et al.* (2003) hallaron una fuerte correlación de esta fracción con el N potencialmente mineralizable y con la EA del suelo.

Si bien en el SEB se ha demostrado que el COP ha sido sensible a los cambios producidos por el uso del suelo, la complejidad operativa de su determinación limita la posibilidad de uso para evaluar rutinariamente la salud edáfica. La necesidad de realizar controles periódicos de la funcionalidad del suelo lleva a la búsqueda de otros posibles indicadores que no han sido utilizados en las condiciones edafoclimáticas del Centro-SEB. Consecuentemente, se hipotetiza que el CAC se relaciona positivamente con el COT, con el COP, con el N liberado durante incubaciones en condiciones de anaerobiosis (NAN) y con la EA. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el CAC como posible indicador de salud edáfica estudiando su relación con distintas propiedades fisicoquímicas del suelo (COT, COP, NAN y EA).

MATERIALES Y MÉTODOS

Se extrajeron muestras de suelo pertenecientes a 32 lotes de producción ubicados en diferentes zonas edafoclimáticas (partidos de Balcarce, Benito Juárez, General Alvarado, General Madariaga, Lobería, Necochea, San Cayetano, Tandil y Tres arroyos), con el objetivo de cubrir distintas situaciones de manejo en el Centro-SEB. Además, en cada sitio de muestreo, se obtuvieron muestras de una situación de referencia, *i.e.* equiparable a la situación prístina, (Figura 1). Las muestras de suelo fueron extraídas en julio-agosto de 2016 con un muestreador de 4,5 cm de diámetro, de dos profundidades, 0-5 y 5-20 cm, (compuestas por 15 y 5 sub-muestras por muestra, respectivamente).

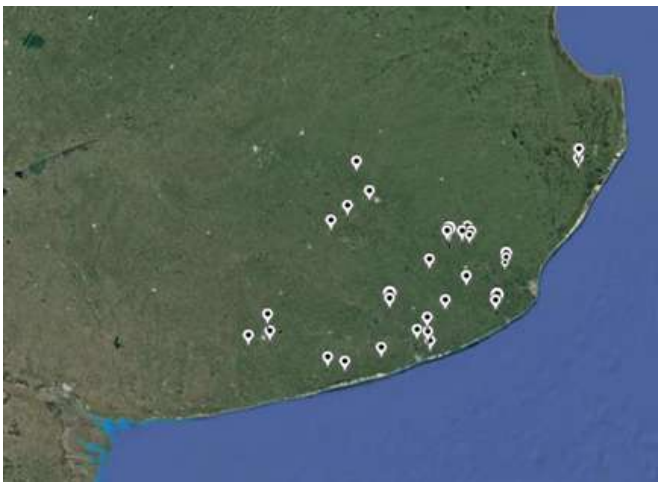


Figura 1: Distribución de los establecimientos en los que se realizó el muestreo en el Centro-Sudeste de la provincia de Buenos Aires.

Las muestras de suelo se disgregaron manualmente hasta pasar por un tamiz de 8000 µm de apertura de malla. En estas muestras, con el contenido de humedad de campo, se realizó la determinación de CAC siguiendo el método descripto por Ghani *et al.* (2003) con algunas modificaciones. La técnica consistió en la extracción del "C Lábil" del suelo con agua destilada, en una relación suelo: agua 1:10. La extracción se realizó durante 16 h a 80 ºC. Previa y posteriormente a la extracción, las muestras se agitaron durante 30 minutos (agitador rotacional, 50 rpm). Los extractos se centrifugaron (3500 rpm durante 10 min) y se filtraron. Se determinó el contenido de C en el sobrenadante por combustión húmeda. Por otro lado, una alícuota de las muestras de suelo se secó en estufa a 50 ºC, con circulación forzada de aire, y se determinó el cambio en el diámetro medio ponderado -CDMP (Six *et al.*, 2000) para expresar la EA. Otra alícuota seca se molió hasta pasar por un tamiz de 2000 µm de apertura de malla para realizar el resto de las determinaciones analíticas (COT, COP, NAN).

Se realizó el fraccionamiento físico de las muestras por tamizado en húmedo con tamiz de 53 µm de apertura de malla (Cambardella & Elliot, 1992). El contenido de CO fue determinado por combustión húmeda con mantenimiento de la temperatura de reacción (Nelson & Sommers, 1982) en la masa total de suelo (COT), en el sobrenadante de la extracción en agua caliente (CAC) y en la fracción menor que 53 µm (CO asociado a la fracción mineral (COA). El contenido de COP (fracción mayor que 53 µm) se determinó por diferencia entre COT y COA. Para la determinación del NAN se utilizó el método de incubación anaeróbica corta (Keeney, 1982). Finalizada la incubación se determinó el contenido de N de amonio por microdestilación por arrastre de vapor (Keeney & Nelson, 1982). Las determinaciones se realizaron en las muestras correspondientes a la profundidad de 0-5 y de 5-20 cm. Se obtuvo el valor para la profundidad de 0-20 cm, realizando el promedio ponderado de los resultados de las distintas variables obtenidas en los dos estratos

mencionados. Para establecer el grado de asociación entre las variables evaluadas, se realizaron análisis de regresión lineal simple, utilizando el programa estadístico "R" (R Core Team, 2015). Para evaluar la significancia de las regresiones se utilizó un nivel de significación de p<0,0001.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En los 5 cm superficiales del suelo, el contenido de CAC varió entre 0,68 y 1,63 g*kg^{-1} de suelo para los lotes de producción y entre 0,79 y 3,09 g*kg^{-1} para las situaciones prístinas, representando, en promedio, un 3,3 ± 0,96 % y un 3,6 ± 0,69 % del COT, respectivamente. Estos últimos valores son similares a lo reportado en la bibliografía para diferentes tipos de suelos y situaciones de manejo (Davidson *et al.*, 1987; Haynes & Swift, 1990; Leinweber *et al.*, 1995; Haynes, 2005). En concordancia con lo reportado por Hamkalo & Bedernichek (2014), el contenido de CAC disminuyó con la profundidad. Entre los 5 y 20 cm de profundidad, el contenido de CAC varió entre 0,65 y 1,37 g*kg^{-1} para los lotes de producción y entre 0,69 y 2,12 g*kg^{-1} para las situaciones prístinas. Al comparar el contenido de CAC en los lotes de producción con aquél presente en las situaciones prístinas, en los primeros el CAC en la capa de 0-20 cm fue, en promedio, 32 % menor. Esta disminución fue menor que la reportada por Fan *et al.* (2013) y por Hamkalo & Bedernichek (2014), quienes informaron disminuciones del 58,8 % al considerar los 30 cm superficiales de suelos Molisoles en China y 74,4 % para la capa de 0-50 cm de suelos Albeluvisoles en Ucrania, respectivamente.

Se determinó una relación altamente significativa (p<0,0001) entre el contenido de CAC y los contenidos de COT (Figura 2a, b y c) y de COP (Figura 2d, e y f), lo cual coincide con lo reportado por Haynes & Swift (1990). Las relaciones entre CAC y COT, y CAC y COP mostraron un mejor ajuste en la capa de 0-5 cm (R^2= 0,84), registrándose coeficientes de determinación más bajos para la profundidad de 5 a 20 cm (Figura 2b y e, R^2= 0,64 y R^2= 0,47, respectivamente) y particularmente para la relación entre el CAC y el COP. Este bajo coeficiente de determinación (R^2= 0,47) se debió a una menor disminución del contenido de CAC, respecto a la disminución en el contenido de COP al comparar las dos profundidades estudiadas. La importante disminución del contenido de COP para la capa de 5-20 cm,

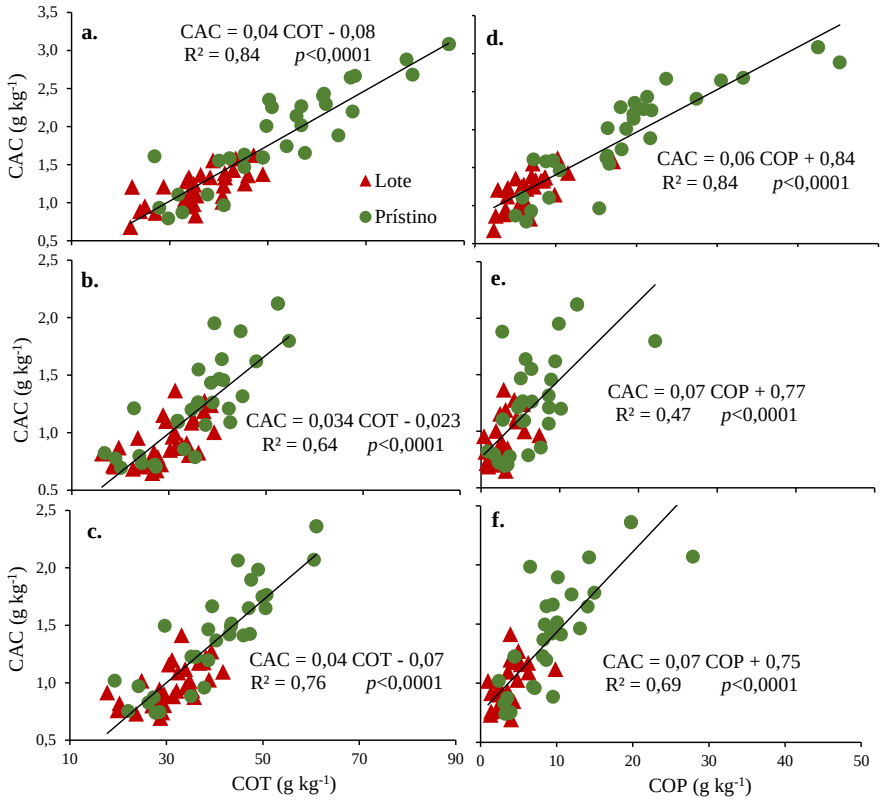


Figura 2: Relación entre el carbono extraíble en agua caliente (CAC) y el carbono orgánico total (COT) para las profundidades de 0-5 (a), 5-20 (b) y 0-20 cm (c), y entre el CAC y el carbono orgánico particulado (COP) para las tres profundidades estudiadas, 0-5 (d), 5-20 (e) y 0-20 cm (f).

respecto a los 5 cm superficiales puede deberse a la estratificación de C que se produce por la ausencia de remoción y la disposición superficial de los residuos tanto en los sectores prístinos como en los lotes de producción bajo siembra directa (Franzluebbers, 2002). La mayoría de los sitios muestreados estuvieron bajo este sistema de laboreo debido al uso masivo

del mismo (Nocelli Pac, 2017). Si bien el contenido de CAC disminuyó con la profundidad, esta disminución no fue tan notoria como la de COP. Disminuciones de similar magnitud han sido reportadas con anterioridad. Armas-Herrera *et al.* (2013) informaron contenidos de CAC similares para las dos capas de suelo estudiadas. De 0-20 cm, los valores de los coeficientes de determinación fueron intermedios respecto a los observados para las otras dos profundidades, tanto para la relación entre CAC y COT, como para la relación entre CAC y COP. Esto podría deberse a la forma en la que se determinó cada variable para esta profundidad. Las determinaciones de las tres variables aquí analizadas se realizaron en las muestras correspondientes a la profundidad de 0-5 y de 5-20 cm, mientras que el valor para la profundidad de 0-20 cm se obtuvo realizando el promedio ponderado de los resultados de cada una de estas variables obtenidas en los dos estratos mencionados.

La capacidad del suelo para mineralizar y proveer N puede expresarse a través del NAN. Debido a que esta variable está estrechamente relacionada con el contenido de COT del suelo y especialmente con las fracciones lábiles del CO, su dinámica podría ser explicada a través de la dinámica de las fracciones lábiles (Domínguez *et al.*, 2016; García *et al.*, 2016). En la Figura 3 se muestra la relación entre el NAN y dos fracciones lábiles de la MO, el COP y el CAC. Para las tres profundidades estudiadas, la variación en NAN fue explicada significativamente ($p<0,0001$) por la variación en el COP y en el CAC, obteniéndose mayores coeficientes de determinación con el CAC respecto al COP en todos los casos. Esto podría deberse a que la MO extraíble en agua caliente se compone principalmente de carbohidratos y compuestos orgánicos ricos en N, tales como amidas y amino azucares (Haynes, 2005), con alto potencial de mineralización de N (Curtin *et al.*, 2006).

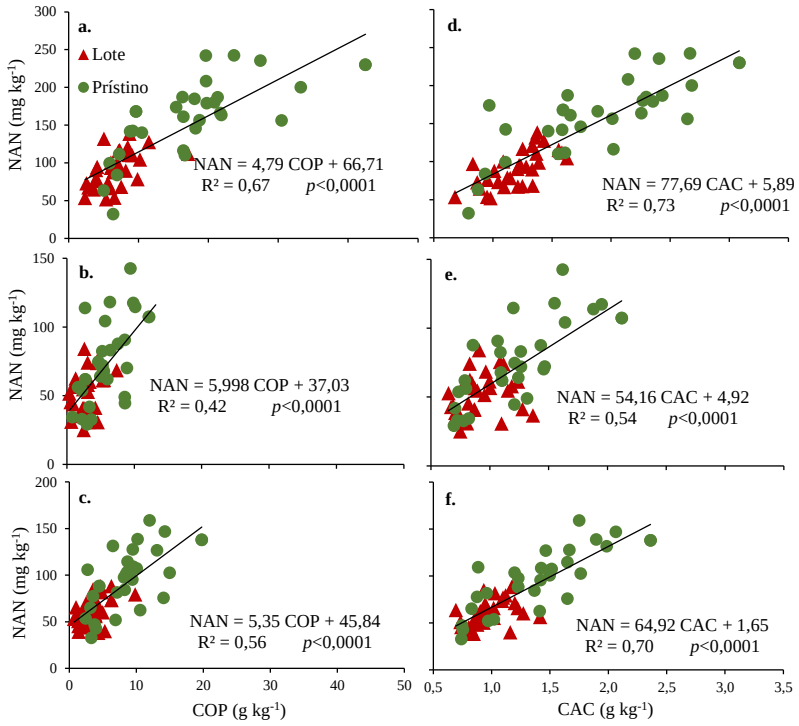


Figura 3: Relación entre el nitrógeno incubado en anaerobiosis (NAN) y el carbono orgánico particulado (COP) para las profundidades de 0-5 (a), 5-20 (b) y 0-20 cm (c), y entre el NAN y el carbono extraíble en agua caliente (CAC) para las tres profundidades estudiadas, 0-5 (d), 5-20 (e) y 0-20 cm (f).

La estructura del suelo sufre cambios notables por la acción de las labores, especialmente la del horizonte superficial. Estos cambios pueden alterar las propiedades físicas como la capacidad de retención de agua, la infiltración, la permeabilidad y la aireación (Bronick & Lal, 2005). De acuerdo con lo reportado por Six *et al.* (1998), el contenido y la dinámica de las fracciones lábiles de la MO estarían más estrechamente relacionados con la EA, que la MOT. En la Figura 4 se muestra la relación entre la EA expresada como CDMP y el contenido de COT y las dos fracciones lábiles de la MO determinadas en este trabajo, COP y CAC, para el horizonte superficial (0-20 cm). Coincidiendo con lo reportado por Haynes & Swif (1990), las variaciones en el CDMP fueron explicadas de manera altamente significativa tanto por la variación en el contenido de COP, como en el de CAC, siendo la relación más estrecha con estas dos fracciones lábiles que con respecto a COT. Es importante destacar que los coeficientes de determinación fueron mayores para CDMP vs

COP (R^2 = 0,51) y CAC (R^2 = 0,40) que para COT (R^2 = 0,25). Esto demostraría por un lado, la mayor participación del COP en la estabilización de los agregados con respecto al COT, coincidiendo con lo informado por Agostini *et al.* (2012) y; por otro, que los compuestos carbonados extraíbles con agua caliente representan un conjunto de carbohidratos implicados en la estabilización de los agregados (Haynes & Swift, 1990).

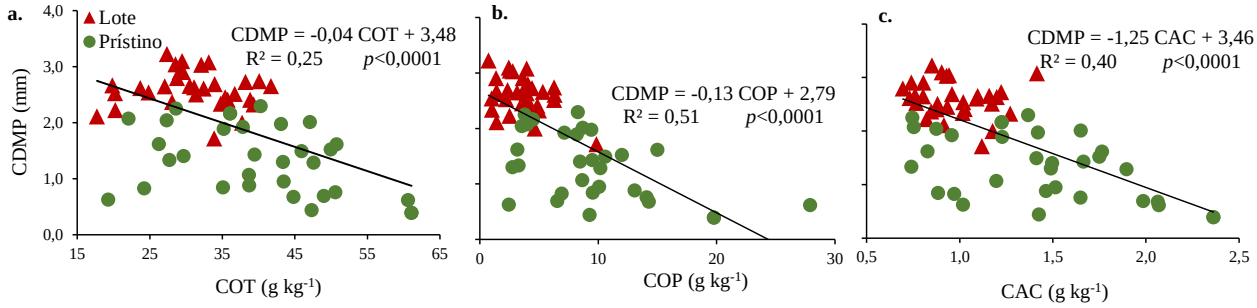


Figura 4: Relación entre el cambio en el diámetro medio ponderado (CDMP) y el contenido de carbono orgánico total (COT, a), el contenido de carbono orgánico particulado (COP, b) y el contenido de carbono extraíble en agua caliente (CAC, c) para la profundidad de 0-20 cm.

CONCLUSIÓN

De acuerdo con los resultados presentados en este trabajo, para las condiciones en las que se desarrolló el mismo, no se reunieron evidencias suficientes para rechazar la hipótesis planteada. El CAC presentó una estrecha relación positiva con las variables determinadas (COT, COP y NAN) y negativa con el CDMP, lo que correspondería a una relación positiva con la EA.

Adicionalmente, es importante remarcar que la determinación analítica del contenido de CAC es sumamente simple y muy rápida. Si bien este estudio se llevó a cabo con datos de un número limitado de situaciones, los resultados obtenidos proveen indicios favorables para seguir estudiando la técnica de CAC como indicador de salud edáfica.

AGRADECIMIENTOS

La información de este trabajo es parte de la Tesis de Maestría en Producción Vegetal en curso de la primera autora. Este trabajo fue financiado con subsidios de FONCyT (PICT 2012-1092), de la Universidad Nacional de Mar del Plata (AGR518/16 y AGR536/17) y del INTA (PNCyO 1127032).

BIBLIOGRAFÍA

- Agostini, MA; GA Studdert & GF Domínguez. 2012. Relación entre el cambio en el diámetro medio de agregados y el carbono orgánico y sus fracciones. Actas XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 16-20 de abril de 2012. Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina. En CD.
- Andriulo, A; J Galantini; C Pecorari & E Torioni. 1990. Materia orgánica del suelo en la región Pampeana Argentina. I. Un método de fraccionamiento por tamizado. Agrochimica XXXIV:475-489.
- Armas-Herrera, CM; JL Mora; CD Arbelo & A Rodríguez-Rodríguez. 2013. Labile carbon pools and biological activity in volcanic soils of the Canary Islands. Spanish J. Soil Sci. 3:7-27.
- Bronick, CJ & R Lal. 2005. Soil structure and management: a review. Geoderma 124:3-22.
- Cambardella, CA & ET Elliott. 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J. 56:777-783.
- Carter, MR. 2002. Soil quality for sustainable land management: organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. Agron. J. 94:38-47.
- Chen, H; R Hou; Y Gong; H Li; M Fan & Y Kuzyakov. 2009. Effects of 11 years of conservation tillage on soil organic matter fractions in wheat monoculture in Loess Plateau of China. Soil Tillage Res. 106:85-94.
- Cozzoli, MV; N Fioriti; GA Studdert; GF Domínguez & MJ Eiza. 2010. Nitrógeno liberado por incubación anaeróbica y fracciones de carbono en macro- y microagregados bajo distintos sistemas de cultivo. Ciencia del Suelo 28:155-167.
- Curtin, D; CE Wright; MH Beare & FM McCallum. 2006. Hot water-extractable nitrogen as an indicator of soil nitrogen availability. Soil Sci. Soc. Am. J. 70:1512-1521.

- Davidson, EA; LF Galloway & MK Strand. 1987. Assessing available carbon: comparison of techniques across selected forest soils. Commun. Soil Sci. Plan. 18:45-64.
- Diovisalvi, NV; GA Studdert; GF Domínguez & MJ Eiza. 2008. Fracciones de carbono y nitrógeno orgánicos y nitrógeno anaeróbico bajo agricultura continua. Ciencia del Suelo 26:1-11.
- Diovisalvi NV; GA Studdert; NI Reussi-Calvo; GF Domínguez & A Berardo. 2014. Estimating soil particulate organic carbon through total soil organic carbon content. Ciencia del Suelo 32:85-94.
- Domínguez, GF; GV García; GA Studdert; MA Agostini; SN Tourn & MN Domingo. 2016. Is anaerobic mineralizable nitrogen suitable as soil health indicator? Spanish J. Soil Sci. 6:82-97.
- Doran, JW; AJ Jones; MA Arshad & JE Gilley. 1999. Determinants of soil quality and health. In: R Lal (ed.) Soil Quality and Soil Erosion. Pp. 17-36. CRC Press. LLC, Boca Raton, Florida, EEUU.
- Eiza, MJ; N Fioriti; GA Studdert & HE Echeverría. 2005. Fracciones de carbono orgánico en la capa arable: efecto de los sistemas de cultivo y de la fertilización nitrogenada. Ciencia del Suelo 23:59-67.
- Fan, R; X Zhang; Y Shen; X Yang & A Liang. 2013. Near-infrared spectroscopic assessment of hot water extractable and oxidizable organic carbon in cultivated and uncultivated Mollisols in China. Acta Agr. Scand. B-S P 63:37-45.
- Franzluebbers, AJ. 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. Soil Tillage Res. 66:95-106.
- García, GV; GA Studdert; MN Domingo & GF Domínguez. 2016. Nitrógeno mineralizado en anaerobiosis: relación con sistemas de cultivo de agricultura continua. Ciencia del Suelo 34:127-138.
- Ghani, A; M Dexter & KW Perrott. 2003. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. Soil Biol. Biochem. 35:1231–1243.
- Hamkalo, Z & T Bedernichek. 2014. Total, cold and hot water extractable organic carbon in soil profile: impact of land-use change. Zemdirbyste 101:125-132.
- Haynes, RJ. 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. Adv. Agron. 85:222-268.
- Haynes, RJ & RS Swift. 1990. Stability of soil aggregates in relation to organic constituents and soil water content. J. Soil Sci. 41:73-83.
- Keeney, DR. 1982. Nitrogen-availability indexes. In Page, AL (ed.) Methods of soil analysis. Part 2, Chemical and microbiological properties. Agron. Monogr. 9. Pp. 643-698. Am. Soc. Agron. and Soil Sci. Coc. Am., Madison, Wisconsin, EEUU.
- Keeney, DR & DW Nelson. 1982. Nitrogen inorganic forms. Pp. 643-698. In: AL Page (ed.). Methods of soil analysis. Part 2, Chemical and microbiological properties. Agronomy Monograph 9. American Society of Agronomy and Soil Science Society of America. Madison, EE.UU.
- Lal, R; DC Reicosky & JD Hanson. 2007. Evolution of the plow over 10,000 years and the rationale for no-till farming. Soil Tillage Res. 93:1-12.
- Leinweber, P; H-R Schultern & M Körschens. 1995. Hot water extracted organic matter: chemical composition and temporal variations in a long-term field experiment. Biol. Fert. Soils 20:17-23.
- Mairura, FS; DN Mugendi; JI Mwanje; JJ Ramisch; PK Mbugua & JN Chianu. 2007. Integrating scientific and farmers' evaluation of soil quality indicators in Central Kenya. Geoderma 139:134-143.
- Nelson, DW & LE Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: AL Page (ed.) Methods of soil analysis. Part 2, Chemical and microbiological properties. Agron. Monogr. 9. Pp. 539-579. Am. Soc. Agron. and Soil Sci. Soc. Am., Madison, Wisconsin, EEUU.
- Nocelli Pac, S. 2017. Estimación de superficie en siembra directa: Campaña 2014-2015. Consultado en: http://www.aapresid.org.ar/wp-content/uploads/2016/10/Estimaci%C3%B3n-de-superficien-en-SD-1.pdf. Se accedió el 20/12/2017.
- Plaza-Bonilla, D; J Álvaro-Fuentes & C Cantero-Martínez. 2014. Identifying soil organic carbon fractions sensitive to agricultural management practices. Soil Tillage Res. 139:19-22.
- R Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing. Versión 3.2.3. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at http://www.R-project.org/ (Se accedió el 03/04/2013).
- Six, J; ET Elliott; K Paustian & JW Doran. 1998. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 62:1367-1377.
- Six, J; ET Elliott & K Paustian. 2000. Soil structure and soil organic matter: II. A normalized stability index and the effect of mineralogy. Soil. Sci. Soc. Am. J. 64:1042-1049.
- Sollins, P; P Homann & BA Caldwell. 1996. Stabilization and destabilization of soil organic matter: Mechanisms and controls. Geoderma 74:65-105.

C4P120. COSTO HÍDRICO DE CULTIVOS DE COBERTURA INVERNALES EN EL CENTRO DE CHACO

Rojas, Julieta M.; Burdyn, Belén y Czyruk, Lorena S.

Estación Experimental Agropecuaria INTA Sáenz Peña. Ruta 95 Km 1108. Presidencia Roque Sáenz Peña. Argentina. rojas.julieta@inta.gob.ar

RESUMEN

En el centro de la Provincia de Chaco (Argentina), zona predominantemente agrícola, existe el preconcepto de que incorporar cultivos de cobertura (CC) invernales a las rotaciones consume el agua útil necesaria para los cultivos de verano o de renta (CV) como girasol, soja, maíz y algodón. Sin embargo, los CC invernales podrían ser la solución más sustentable a problemas actuales de resistencia y alta presión de malezas en barbecho. La repetida aplicación de herbicidas durante otoño e invierno en siembra directa, eleva el costo económico y ambiental. Durante 2016 y 2017 se establecieron en el campo experimental y el predio de la EEA INTA Sáenz Peña ensayos de CC invernales con el objetivo de conocer las especies más adecuadas para la zona, su aporte al manejo de malezas, su viabilidad económica y para comprobar si comprometen el estado hídrico del suelo para la implantación de los CV. Estos ensayos fueron implantados sobre diferentes tipos/series de suelo y en distintas fechas de siembra con el objeto de determinar si los CC invernales comprometen en la zona la implantación del CV (algodón, maíz y soja) a partir de la disponibilidad de AU en el momento de la siembra de los mismos. Los resultados obtenidos en los ensayos de CC confirman que los CC invernales en la región no significarían un costo hídrico para los cultivos de renta que se siembran en verano, sino que la humedad disponible para los mismos en el perfil se encuentra principalmente determinada por las precipitaciones durante la primavera y previas a la siembra.

Palabras clave: disponibilidad de agua útil, rotaciones, malezas

INTRODUCCIÓN

Los cultivos de cobertura (CC) son especies cuyo crecimiento se detiene por medio de control mecánico o químico antes de floración para generar cobertura que reduzca número y diversidad de malezas durante el barbecho; aportar materia orgánica en forma de rastrojo y raíces; y fijar biológicamente nitrógeno si son leguminosas mejorando así la fertilidad del suelo (Alvarez *et al*., 2012). En el centro de la Provincia de Chaco (Argentina), zona predominantemente agrícola, existe el preconcepto de que incorporar CC invernales a las rotaciones consume el agua útil necesaria para los cultivos de verano o de renta (CV) como girasol, soja, maíz y algodón. Sin embargo, los CC invernales podrían ser la solución más sustentable a problemas actuales de resistencia y alta presión de malezas en barbecho. La repetida aplicación de herbicidas durante otoño e invierno en siembra directa, eleva el costo económico y ambiental. Por otra parte, los CC son una fuente de materia orgánica y cobertura que genera condiciones de suelo favorables para el posterior crecimiento y desarrollo de CV, que en la región sufren altas temperaturas y alto grado de radiación solar incidente durante su ciclo de crecimiento. Aunque se han realizado algunas experiencias en pequeña escala, existe poca información sobre el costo hídrico de los CC, que por un lado consumirían parte del agua de reserva del suelo pero por otro lado disminuirían a través de la cobertura la evapotranspiración que en verano es crítica en la zona (alrededor de 8 mm/día).

En el Campo Experimental de la EEA INTA Sáenz Peña se han realizado mediciones previas en ensayos de Rotaciones en Siembra Directa y Cultivos Antecesores de algodón. En el ensayo de rotaciones se evaluó el efecto de la cobertura seca de trigo sobre el agua útil (AU) hasta 1 m de profundidad, previo a la siembra del algodón, en comparación con barbecho químico y rastrojo de algodón (Rojas, 2013). En el ensayo de antecesores, se midió AU a 1 m a la siembra del algodón sobre los antecesores algodón, sorgo, maíz, soja, avena negra, trigo de verano y centeno (Guevara & Rojas, 2015). En ambos casos se halló que la humedad en el perfil estuvo más relacionada con las precipitaciones previas al momento de siembra y con el tipo/serie de suelo, que con el antecesor. Durante 2016 y 2017 se establecieron en el campo experimental y el predio de la EEA INTA Sáenz Peña ensayos de CC invernales con el objetivo de conocer las especies más adecuadas para la zona, su aporte al manejo de malezas, su viabilidad económica y para comprobar si comprometen el estado hídrico del suelo para la implantación de los CV. Estos ensayos fueron implantados sobre diferentes tipos/series

de suelo y en distintas fechas de siembra. El objetivo del presente trabajo fue determinar si los CC invernales comprometen en la zona la implantación del CV (algodón, maíz y soja) a partir de la disponibilidad de AU en el momento de la siembra de los mismos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ensayo de CC 2016-2017

Se estableció en el Campo Experimental de la EEA Sáenz Peña (26º51'7.66''S - 60º25'29.0"O). Las dimensiones del ensayo fueron de 45 x 55 m (0,24 ha), los tratamientos dispuestos en un diseño en bloques completos aleatorizados. El suelo presente en el ensayo ha sido clasificado como Argiustol údico, de textura pesada, familia arcillosa fina (Ledesma, 1996). El 2/05/2016 se sembraron avena (*Avena strigosa*), centeno (*Secale cereale*), trigo (*Triticum aestivum*), triticale y vicia (*Vicia villosa*) a densidades de siembra de 30 kg/ha, 40 kg/ha, 80 kg/ha, 60 kg/ha y 30 kg/ha. Previo a la siembra se preparó un barbecho químico inicial con glifosato y graminicida, luego se realizó un desecado presiembra. Los CC se secaron en diferente momento según su crecimiento con glifosato (gramíneas) y fluoxypir (vicia). Cada parcela de 9x9 m se dividió en 3 y se sembraron los cultivos de renta, algodón el 21/11/16 y maíz y soja el 16/12/2016. Se tomaron muestras de suelo hasta 1 m de profundidad durante la siembra y secado de los CC y la siembra de CV; y se llevaron a estufa durante 48 h al Laboratorio de Suelo y Agua de la EEA INTA Sáenz Peña para obtener humedad presente. En este tipo de suelos prácticamente no se puede tomar muestras hasta 2 m de profundidad según lo recomendado, por ser textura muy pesada. Para realizar el balance hídrico se utilizó la humedad equivalente (%) como valor de capacidad de campo tomada de la carta de suelos (Ledesma, 1996) y se calculó en base a este valor el punto de marchitez permanente (PMP). Se calculó con estos datos y los de densidad aparente la disponibilidad de agua útil (DAU).

Ensayo de CC 2017-2018

Se estableció en el predio de la EEA INTA Sáenz Peña (26º50'25.7''S - 60º36'44.5"O), en un lote de 0,46 ha, con el objetivo de replicar en un segundo año los tratamientos del ensayo 2016-17 y sumar tratamientos que habían generado interrogantes. Se sembró sobre rastrojo de soja, en dos series clasificadas como Argiustol údico, diferentes respecto a la posición en el relieve. Se sembraron el 12/06/2017 avena (*Avena strigosa*), centeno (*Secale cereale*), melilotus (*Melilotus albus*), triticale, vicia (*Vicia villosa*), trigo (*Triticum aestivum*), mezcla de triticale y vicia y se dejó un tratamiento de barbecho químico sin CC. Las densidades de siembra fueron mayores que las del ensayo 2016-2017 con el objeto de lograr una cobertura más densa. La siembra de los CC (12/06/17) se retrasó respecto del año anterior por exceso de precipitaciones, y luego se retrasó la siembra de todos los CV por falta de precipitaciones hasta el 21/12/2017. El melilotus no logró implantarse por fallas en la germinación. Se innovó en el método de secado de los CC, además de químico con herbicidas se realizó en forma mecánica por medio de un rolo. Se midió humedad presente hasta 1 m con muestras tomadas en cada parcela, por medio de barreno hidráulico. Al momento de la siembra de los CV no se pudo medir la humedad hasta el metro de profundidad en todas las parcelas porque en algunas el suelo se encontraba demasiado seco. De todos modos, se calculó la DAU hasta la profundidad muestreada. Los datos se analizaron y graficaron con el programa Infostat/P (Di Rienzo *et al*., 2017).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura1 presenta la DAU (mm) de los CC en los diferentes momentos de muestreo, durante el año 2016.

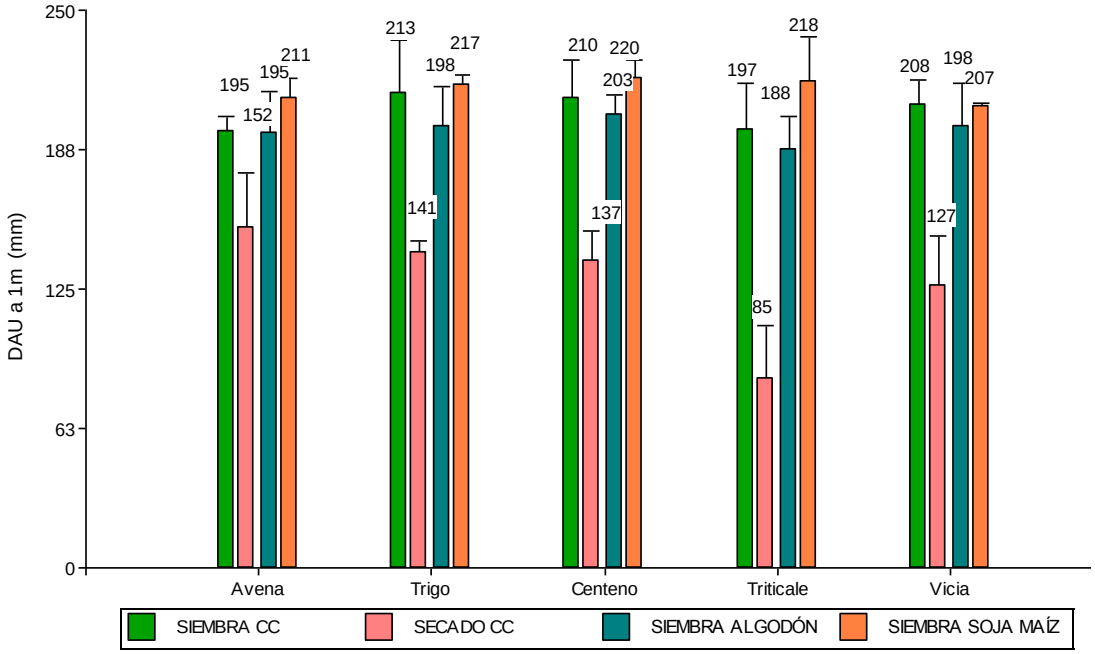


Figura 1: Disponibilidad de agua útil (DAU en mm) a un metro de profundidad en la siembra y secado de los CC y siembra de los CV algodón, soja y maíz (2016)

Se puede observar en la Figura 1 que la DAU presentó valores promedio mayores y similares en el momento de la siembra de maíz y soja (diciembre de 2016) que en el momento de siembra de los CC (mayo de 2016). Los valores más bajos de DAU se midieron en el momento de secado de los CC. Las precipitaciones fueron abundantes en los meses de primavera (Figura 2), principalmente durante octubre y noviembre. Según los valores de DAU, no se pudo establecer un costo hídrico consecuencia de los CC, ya que estos no impidieron que se recargue el perfil previo a la siembra de los CV, dado que esta recarga pareció estar más relacionada con las precipitaciones.

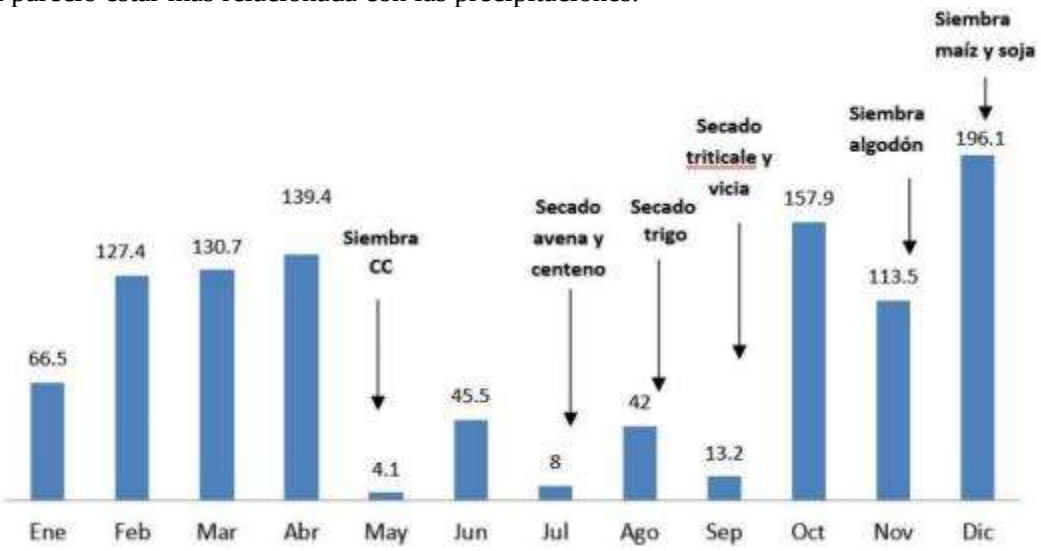


Figura 2: Precipitaciones medias mensuales (mm) en 2016 y momentos de medición de la humedad del suelo en el Ensayo de CC 2016-2017

En el ensayo 2016-17 la situación fue muy diferente al año anterior. Aunque la DAU al momento de la siembra fue mayor a 200 mm hasta el m de profundidad (Figura 3), el año se presentó extremadamente seco con muy bajas precipitaciones durante toda la primavera (Figura 4), por lo cual los CV se sembraron fuera de época y con muy poca humedad. En el momento de siembra de los CV (el 21/12/2017), el tratamiento secado con rolo presentó en promedio 15 mm menos que el control químico, considerándose ésta una diferencia mínima. Las mediciones de DAU en esta fecha no

se consideran consistentes, ya que en algunas parcelas no fue posible determinar la humedad hasta el metro de profundidad.

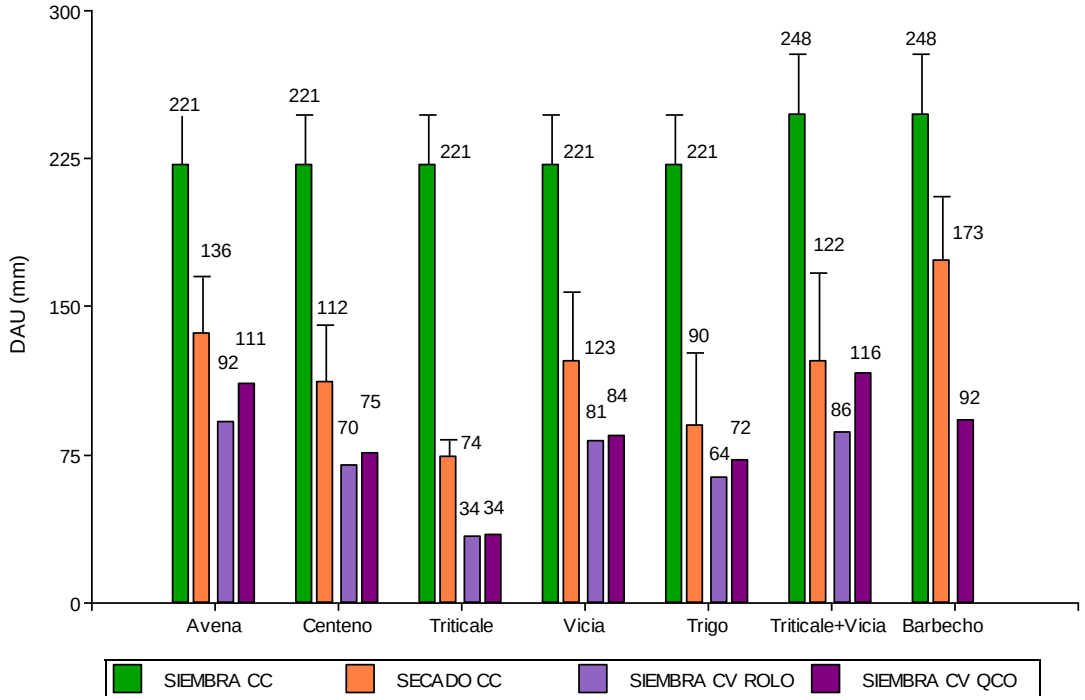


Figura 3: Disponibilidad de agua útil (DAU en mm) a un metro de profundidad en la siembra y secado de los CC y siembra de los CV algodón, soja y maíz (2017)

De todos modos, en la Figura 3 se ha graficado la DAU promedio para la fecha de siembra de CV, además de la fecha de siembra y secado de los CC. Previo a la siembra de CV el barbecho no presentó mayor DAU que los CC. Los CC que menor humedad acumularon fueron triticale y trigo.

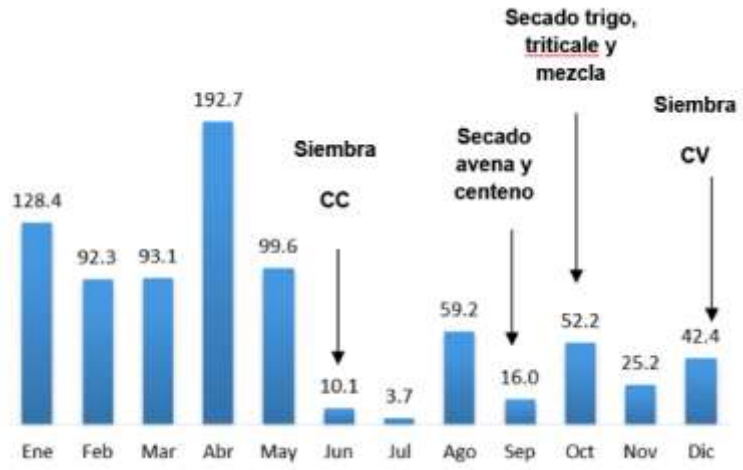


Figura 4: Precipitaciones medias mensuales (mm) en 2017 y momentos de medición de la humedad del suelo en el Ensayo de CC 2017-2018

Aunque el suelo en el que se implantó el ensayo durante 2017 presentaba condiciones desfavorables de relieve se sembró tarde pero con humedad óptima en el perfil. Pero el año climático no acompañó el desempeño de los CC ni la recarga de humedad favorable para la siembra de los CV, por lo tanto tampoco se puede afirmar que los CC hayan tenido costo hídrico ya que probablemente la causa de la poca recarga hayan sido las bajas precipitaciones. El barbecho no fue más efectivo que los CC en acumular agua pero por otro lado la presión de malezas durante 2017 fue muy intensa y no permitió representar un barbecho con malezas bien controladas.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en los ensayos de CC y algunas experiencias previas con trigo de verano y antecesores de algodón confirman que los CC invernales en la región no significarían un costo hídrico para los cultivos de renta que se siembran en verano, sino que la humedad disponible para los mismos en el perfil se encuentra principalmente determinada por las precipitaciones durante la primavera y previas a la siembra.

AGRADECIMIENTOS

Al Proyecto Específico 1127032 (Programa Nacional Cereales y Oleaginosas INTA) y al Laboratorio de Suelo y Agua de la EEA Sáenz Peña por facilitar el muestreo y secado de las muestras en estufa para determinación de humedad.

BIBLIOGRAFÍA

- Alvarez, C; A Quiroga; D Santos & M Bodrero (Eds). 2012. Contribuciones de los cultivos de cobertura a la sostenibilidad de los sistemas de producción. 1ª Ed. Ediciones INTA EEA Anguil, La Pampa, Argentina
- Ledesma, LL. 1996. Carta de suelos de la Estación Experimental Agropecuaria de Presidencia Roque Sáenz Peña (Chaco). EEA INTA Sáenz Peña. Chaco. Argentina
- Di Rienzo JA, F Casanoves, MG Balzarini, L Gonzalez, M Tablada & CW Robledo. 2017. InfoStat versión 2017p. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Guevara GS & JM Rojas. 2015. Efecto de cultivos antecesores sobre el contenido de agua en el suelo a la siembra de algodón. Ciencia y Tecnología de los Cultivos Industriales. Año 5 8:57-63. Colección Investigación, desarrollo e innovación. INTA Ediciones
- Rojas JJ. 2013. Almacenaje de humedad en ensayo de rotaciones en siembra directa. https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-almacenaje_de_agua_ensayo_rotaciones_sd.pdf . Fecha de consulta: 2/03/2018.

C4P121. RELACIÓN ENTRE EL RENDIMIENTO DEL CULTIVO DE MAÍZ Y LA DISMINUCIÓN DEL HORIZONTE A

Rougier, Marco[1]; Gvozdenovich, Jorge[1,2] y Saluzzio, Mariano[1]

[1]Facultad de Ciencias Agropecuarias (UNER); [2]INTA EEA Paraná. Ruta 11 km 12.5 (3101) Oro Verde (ER). gvozdenovich.jorge@inta.gob.ar

RESUMEN

La degradación de los suelos está asociada a la disminución del rendimiento de los cultivos, aunque de forma no lineal, ya que los avances tecnológicos enmascaran los efectos negativos. Hay diferencia de rendimiento según la topografía del terreno, los sectores de bajo y loma hacen que el cultivo esté sometido a diferentes condiciones de disponibilidad hídrica y nutricional a lo largo de su estación de crecimiento. Existe una correlación negativa entre suelo perdido y rendimiento de diversos cultivos. El objetivo de este trabajo fue establecer una relación cuantitativa entre el rendimiento del cultivo de maíz y la disminución de horizonte A por decapitación debido a la construcción de una terraza sembrable. Este trabajo se desarrolló durante la campaña 2016/17 en un lote de la Estación Experimental Agropecuaria Paraná del INTA, el lote de producción muestreado corresponde a la serie de suelos Tezanos Pintos, en donde se consideró que la profundidad modal del horizonte A fue de 20 cm en la loma del lote. Los resultados indicaron que los menores rendimientos se tuvieron cuando la profundidad del horizonte A fue entre los 3 y 9 cm, coincidiendo con el canal de evacuación de la terraza, encontrando un rendimiento mínimo de 3380 Kg ha^{-1} y el máximo de 5734 Kg ha^{-1} a la profundidad de 17cm. Cuando se perdió más del 50 % del horizonte A, la merma de rendimiento fue de más 2300 kg ha^{-1}, lo que significa una pérdida de producción de más del 40 %. Se puede concluir que el rendimiento del cultivo de maíz está directamente relacionado con la profundidad del horizonte A, y que por cada centímetro de suelo perdido o removido, el rendimiento de maíz disminuyó 84 kg ha^{-1}.

Palabras clave: Erosión, conservación, sostenibilidad

INTRODUCCIÓN

En Entre Ríos las lluvias se caracterizan por su alta intensidad y los suelos por tener horizontes sub-superficiales densos y paisajes ondulados. La alta erosionabilidad de los suelos de la provincia se debe a su baja velocidad de infiltración como consecuencia de la escasa capacidad de los horizontes inferiores para transmitir agua (Scotta *et al*., 1989).

Uno de los principales problemas productivos en la zona agrícola de Argentina, es la pérdida del horizonte superficial a causa de la erosión hídrica. En la provincia de Entre Ríos, este problema afecta una superficie de 3.939.954 ha, que representa el 70% de la superficie de tierra firme. El 15% corresponde a erosión moderada y severa (o grave) y el 35% a erosión leve. Los procesos erosivos se manifiestan con mayor intensidad en la mitad occidental, en el extremo SO de la provincia y en parte del sector SE (Sasal *et al.*, 2015).

Teniendo en cuenta esta realidad, la producción agrícola ha tendido a ser más eficiente en cuanto a la captación y manejo del agua excedente, utilizando tecnologías como siembra directa, rotación de cultivos y cultivos de cobertura, aunque se producen excedentes que erosionan las pendientes y anegan los bajos, por lo cual es necesario realizar terrazas de evacuación de excedentes hídricos para minimizar la degradación de los suelos productivos.

La degradación de los suelos está asociada a la disminución del rendimiento de los cultivos, aunque de forma no lineal, ya que todas las campañas agrícolas son diferentes en cuanto al volumen e intensidad de precipitación, temperaturas, radiación, nivel tecnológico, etc.

En un estudio realizado en el cultivo de soja, se demostró que los sectores de bajo y loma hacen que el cultivo esté sometido a diferentes condiciones de disponibilidad hídrica y nutricional a lo largo de su estación de crecimiento. Por lo tanto, al existir diferente disponibilidad de recursos (asociado a erosión hídrica), ocurren importantes variaciones de los componentes ecofisiológicos del cultivo y, por ende, del rendimiento en grano (Pergolini, 2004).

Apezteguia *et al*. (1987), encontraron una correlación negativa entre suelo perdido y rendimiento de soja y correlación positiva del rendimiento con el espesor del suelo sobre el horizonte cálcico en un suelo Haplustol éntico. Cada centímetro de suelo perdido le costó al productor 35 kg de soja por hectárea y por año en Córdoba. Weir (1995), trabajando con parcelas de escurrimiento en suelos Argiudoles, encontró disminuciones en los rendimientos de trigo entre 121 y 62,8 kg/cm de suelo perdido y de 30 a 47,5 kg cm^{-1} para soja. Mientras que Gargicevich y Massoni (1991), en la

EEA Pergamino, estimaron que la erosión hídrica reduce los rendimientos de maíz, trigo y soja, 80, 40 y 35 kg ha^{-1} respectivamente, por cada centímetro de suelo perdido por erosión.

Trabajos realizados en la EEA Paraná del INTA, demostraron que hay una relación negativa entre el rendimiento de soja y maíz asociado a diferentes posiciones del paisaje con distintos grados de erosión. (Paparotti *et al.,* 1996). En otro trabajo, Gvozdenovich *et al*. (2015), evaluando soja de segunda sobre trigo en diferentes departamentos de Entre Ríos, encontraron que el rendimiento estaba estrechamente asociado la disponibilidad hídrica y a la profundidad del horizonte superficial, encontrando disminuciones en el rendimiento de soja de 65 kg cm^{-1} de suelo perdido.

El objetivo de este trabajo fue establecer una relación cuantitativa entre el rendimiento del cultivo de maíz y la disminución de horizonte A por decapitación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este trabajo se desarrolló durante la campaña 2016/17 en un lote de la Estación Experimental Agropecuaria Paraná del INTA (ubicada en cercanías de la ciudad de Oro Verde 31º 50’ S - 60º 32’ O), provincia de Entre Ríos (Argentina).

El lote de producción muestreado corresponde a la serie de suelos Tezano Pintos, el cual pertenece a la familia "fina, mixta, térmica" de los Argiudoles ácuicos, con B2t fuertemente desarrollado. Son suelos profundos, moderadamente bien drenados. El primer horizonte es un Ap que tiene 17cm (Plan mapa de suelo, 1991).

Las mediciones se realizaron en Maíz (Dekalb 7210), sembrado el 10 de octubre de 2016 en siembra directa, a una distancia entre surcos de 52,5 cm. La densidad de siembra fue de 75000 semillas ha^{-1}. El barbecho realizado consistió de una aplicación de 2,4D 0,5 l/ha; Atrazina 2,0 l ha^{-1}; Acetoclor 1,5 l ha^{-1}; 3,0 l ha^{-1}. Se realizó una fertilización a la siembra de 100kg ha^{-1} de PDA, luego en estadio de V6 (diferenciación) de 100kg ha^{-1} de UREA.

Al momento de la recolección de las muestras, el cultivo se encontraba en madurez de cosecha, en buenas condiciones, buen stand de plantas, muy pocas malezas y no se observaron daños ocasionados por plagas ni enfermedades en ningún sitio del muestreo evaluado.

Como se puede observar en la Figura 1, la precipitación mensual de la campaña 2016/17 fue superior a la media histórica (1934-2016), para los meses que correspondieron al desarrollo del cultivo. Podemos ver que en el mes de octubre, el cual se sembró el maíz, las precipitaciones fueron adecuadas, superando solo en 7,2 mm el promedio, lo cual permitió una buena implantación del cultivo. En los meses de diciembre, enero y febrero la precipitación fue abundante y en el periodo en el cual el maíz se encontraba en estadios críticos, no se registraron déficits hídricos (diciembre). Las sumas de las precipitaciones de estos tres meses registraron un balance positivo de 291,2 mm por encima de la media histórica.

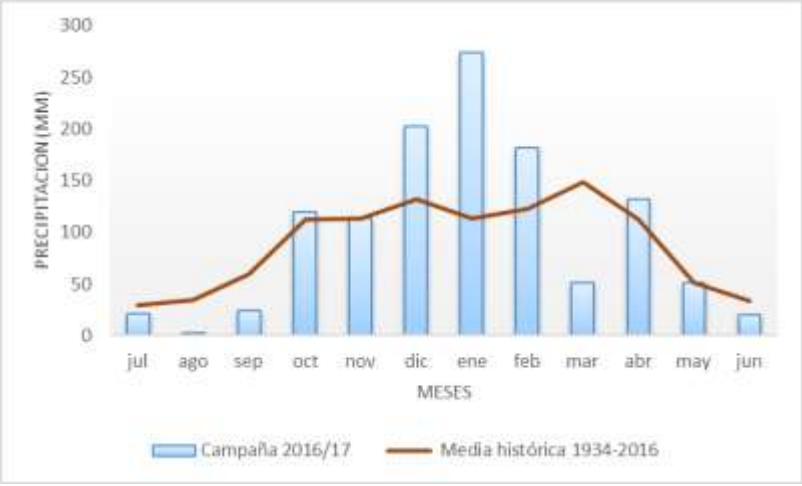


Figura 1. Precipitaciones medias mensuales de la campaña 2016/17 (barras azules) en comparación con la media histórica 1934-2016 (línea roja).

El lote en estudio tenía terrazas sembrables construidas en 2014, debido a que presentaba signos visibles de erosión en surcos y mircorsucos. El muestreo se realizó en dos transectas de 18 metros cada una, separada en muestras de un metro, con dos repeticiones. En cada lugar de muestreo se midió la profundidad del horizonte A (Imagen 1 a y b) y el rendimiento por metro lineal. Se georreferenció cada uno de los puntos muestreados con GPS manual y se determinó la

serie de suelo correspondiente a cada sitio de muestreo. En gabinete se correlacionó la profundidad del horizonte A de la serie tipo y la medida a campo.

Cabe aclarar que al ser un lote sistematizado, la disminución del horizonte A se debe principalmente a la remoción mecánica del mismo para hacer el canal de la terraza. Por lo tanto, las observaciones comenzaron en la loma, donde se encontraba el perfil modal, continuando hacia el canal de la terraza, donde se encontraba decapitado el horizonte superficial.

Para determinar la profundidad de los horizontes, se realizó mini calicatas con una pala (Imagen 1a) y se estimó la profundidad de manera visual y manual con cinta métrica (Imagen 1b).

a



Imagen 1a. Medición de profundidad de horizonte A con cinta métrica en una minicalicata realizada con pala.

b



Imagen 1b. Determinación de profundidad de horizonte.

Para estimar el rendimiento, se procedió a la cosecha manual, en donde se contó el número de granos por muestra y luego se pesó con balanza de precisión. Dicho valor se corrigió al 14% de humedad para obtener el rendimiento en kg ha^{-1} de cada uno de los metros muestreados.

Para el análisis estadístico, se ajustó una relación cuadrática entre profundidad del horizonte A y rendimiento del cultivo de maíz mediante ecuaciones de regresión (R^2).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En coincidencia con los trabajos mencionados para trigo y soja, se encontró una relación positiva entre el mayor espesor del horizonte superficial y el aumento del rendimiento en el cultivo de maíz, es decir que el rendimiento aumenta a mayor espesor del horizonte A, como se observa en la Figura 2.

Se consideró que la profundidad modal del horizonte A fue de 20 cm en la loma del lote, alcanzando los máximos rendimientos. Los menores rendimientos se tuvieron cuando la profundidad del horizonte A fue entre los 3 y 9 cm, coincidiendo con el canal de evacuación de la terraza sembrable. Registrando el máximo rendimiento de 5734 Kg ha^{-1} a la profundidad de 17cm y el rendimiento mínimo fue de 3380 Kg ha^{-1} a una profundidad de horizonte A de 9cm.

Es decir, cuando se perdió más del 50 % del horizonte A, el rendimiento pasó de 5734 kg ha^{-1} a menos de 3400 kg ha^{-1}, lo que significa una merma de más del 40 %.

Podemos observar en la misma figura, analizando los extremos, que en el sitio más decapitado (canal de la terraza sembrable), existe una profundidad del horizonte A de 3,5 cm, logrando un rendimiento de 4008 kg ha^{-1}, mientras que en el otro extremo, con una profundidad de 20 cm de horizonte A, el rendimiento fue de 5603 kg ha^{-1}, lo implica un 28 % más de producción.

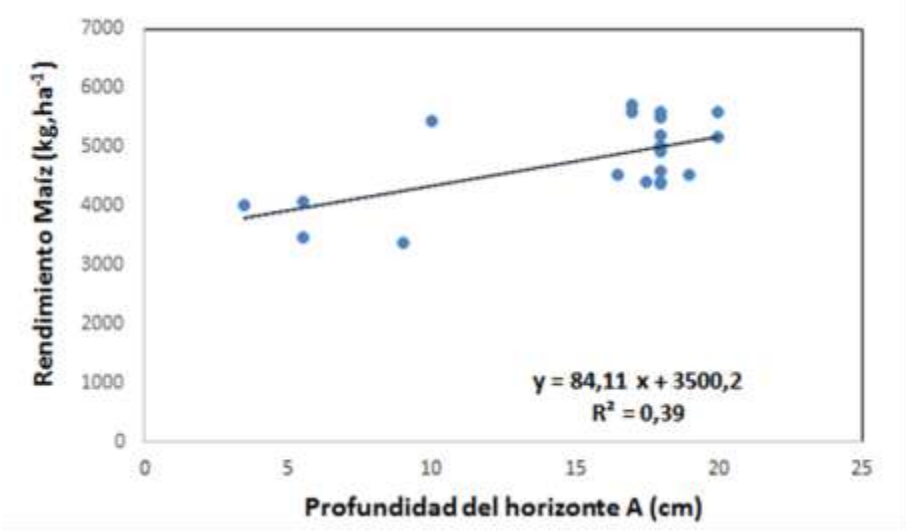


Figura 2. Relación entre la profundidad del horizonte A y el rendimiento del cultivo de Maíz en un lote con terrazas sembrables. Campaña 2017/18.

El resultado del análisis de regresión de la Figura 2, nos indica que por cada disminución de centímetro de suelo removido, hay una pérdida de rendimiento de 84,11 kg de maíz por hectárea, similar a lo encontrado por Gargicevich y Massoni (1991), quienes encontraron una disminución de 80 kg ha^{-1} de maíz por centímetro de suelo pedido en Pergamino.

En la tabla 1, se observa la relación entre el H_0 (sin erosión) y H_3 (erosión severa), con sus respectivos rendimientos. En la loma sin erosión, con una profundidad de 20 cm, el rendimiento promedio fue de 5382 Kg ha^{-1}, mientras que cuando se perdió del 50 a 75 % del horizonte A (profundidad efectiva del horizonte A de 10-15 cm), el rendimiento promedio fue de 3651 Kg ha^{-1}

Tabla 1. Relación de la profundidad del horizonte A con los distintos grados de erosión y el rendimiento del cultivo de maíz.

Grado de Erosión	Prof. Hte A (cm)	Rendimiento Maíz (kg ha^{-1})	Disminución del rendimiento
H_0	20	5382	-
H_3 (50-75 %)	10 – 15	3651	32%

Podemos suponer, que las diferencias de rindes halladas entre las distintas profundidades de horizonte superficial, son debidas a que al disminuir el horizonte A, tenemos un menor contenido de materia orgánica, menor fertilidad de P y N, horizonte B en superficie, por lo tanto, más arcilla, mayor densidad aparente y menor porcentaje de poros, lo que implica menor capacidad de almacenamiento de agua.

Como describimos anteriormente, en el año de realización del ensayo tuvimos abundantes precipitaciones durante casi todo el ciclo del cultivo, por lo que el cultivo no sufrió estrés hídrico a lo largo de su ciclo. Para años donde se presenten precipitaciones inferiores a la normal, o con déficit en el período crítico del maíz, podríamos inferir que las diferencias de rendimiento a distintos espesores de horizonte A serán más notorias.

CONCLUSIONES

De este trabajo se puede concluir que el rendimiento del cultivo de maíz está directamente relacionado con la profundidad del horizonte A. También podemos observar que por cada centímetro de suelo perdido o removido, el rendimiento disminuye alrededor de 84 kg ha^{-1}. Cuando la erosión es severa, mayor al 50 % (H_3), la merma en el rendimiento es mayor al 30% en comparación con zonas sin erosión.

BIBLIOGRAFÍA

- Apezteguía, HP; H Amaya & L Crusta. 1987. Medición de pérdidas de suelo y disminución de los rendimientos de soja debidos a la erosión hídrica en la región semiárida central de Córdoba. Ci. Suelo (Argentina), 5(1), 51-55.
- Gargicevich, A & S Massoni. 1991. Manual Agricultura Conservacionista. Fundación Producir Conservando. EEA-INTA Pergamino, Buenos Aires. http://www.bcr.com.ar/pages/granos/cotizaciones/default.aspx
- Gvozdenovich, JJ; A Pioto & O Paparotti. 2015. Variación del rendimiento del cultivo de soja debido a la erosión hídrica en Entre Ríos. INTA EEA Paraná. Serie Extensión Digital Nº 76:01-108– Actualización Técnica Soja.
- Paparotti O; E Scotta & W Berdini. 1996. Siembra directa y terrazas en suelos con pendientes. INTA EEA Paraná–INTA EEA Pergamino. Avances en siembra directa. IPGNº 33.
- Pergolini, S. 2004. Factores que Explican las Variaciones de Rendimiento del Cultivo de Soja entre los Sectores de Bajo y Loma. Asesor Privado. http://www.elsitioagricola.com/articulos/pergolini/Factores que Explican Variaciones de Rendimiento de Soja entre Sectores de Bajo y Loma.asp.
- Plan Mapa de Suelos, Convenio INTA-Gobierno de Entre Ríos. Carta de Suelos de la República Argentina. Departamento Diamante. 1991. Provincia de Entre Ríos. Acuerdo Complementario del Convenio INTA - Gobierno de Entre Ríos.
- Sasal MC; M Wilson; DJ Bedendo & GA Schulz. 2015. Provincia de Entre Ríos. En: "El deterioro del suelo y del ambiente en la Argentina", tomo 2, parte 7: Erosión y degradación de suelos, pp. 111-120. Casas, R. y G. Albarracín, editores. Centro para la Promoción de la Conservación del Suelo y el Agua (PROSA). Fundación para la Educación, la Ciencia y la Cultura (FECIC). B. Aires. ISBN: 9789509149403.
- Scotta, E; L Nani; A Conde; A Rojas; H Castañeira & O Paparotti. 1989. Manual de sistematización de Tierras para control de erosión hídrica y aguas superficiales excedentes. INTA EEA Paraná. Serie Didáctica Nº 17. 56 p.
- Weir, E. 1995. Informe de Avance INTA-FAO. Cartas Acuerdo. Parcelas de escurrimiento y parcelas de productividad. Informe interno INTA EEA Marcos Juárez, Córdoba.

C4P122. USO EFICIENTE DEL AGUA MEDIANTE LA UTILIZACIÓN DE CULTIVOS DE COBERTURA EN SISTEMAS MIXTOS DEL SUDOESTE BONAERENSE

Sá Pereira[1] Eduardo de; Kleine[2] Cristian; Rodríguez[2], Carlos; Fernández[3], Belén y Flolla[4], F.

[1]INTA AER Coronel Suárez (EEA Bordenave), Sauce Corto 589, 7540 Coronel Suarez (Buenos Aires) desapereira.eduardo@inta.gob.ar ; [2]Hogar Funke, Tornquist (BA), Regional APRESID Bahía Blanca; [3]Asesor Regional APRESID Bahía Blanca; [3]Estudiante de grado. Dto. Agronomía. Universidad Nacional del Sur. [4]EEA Bordenave.

RESUMEN

El proceso de agriculturización ha significado una reducción del aporte de residuos por la mayor participación de cultivo de soja. La utilización de cultivos de cobertura (CC) durante el período improductivo en la secuencia trigo/maíz del sudoeste, permite mantener el suelo cubierto, reciclar nutrientes y aumentar el ingreso de carbono al sistema. En esta experiencia se evaluaron la eficiencia en el uso del agua, los aportes de N de la vicia, la dinámica de este nutriente y parámetros de rendimiento en el cultivo de maíz. Se compararon cuatro tratamientos como antecesores en el manejo previo a la siembra del maíz: 1. Vicia + Maíz Fertilizado (VF): Cultivo de vicia secado en la primera quincena de septiembre. 2. Vicia + Maíz sin Fertilizar (V S/F). 3. Rastrojo de Trigo + Maíz sin fertilizar (RTR S/F) barbecho largo de trigo. 4. (RTR) + Maíz Fertilizado (RTR F). Al momento del secado, a la siembra del maíz y a cosecha se determinó el agua útil en el suelo por gravimetría de 0-200 cm en capas de (0-20 cm) en el barbecho largo y antecesor vicia. La cobertura de residuos y la biomasa de vicia por recolección en 0,25 m^2. Se determinó la eficiencia de barbecho (EB%) para antecesor vicia y RTR (Rastrojo de trigo). Se tomaron muestras de suelo a una profundidad de 0-5 y 5-20 cm en cada tratamiento con tres repeticiones para hacer análisis de Nitrógeno potencialmente mineralizable (NAN). Se tomaron muestras de planta entera de maíz en: (V6-V7); Floración (R1) y Gano dentado/madurez fisiológica (R5) respectivamente para la determinación de: materia seca total (MS kg*ha^{-1}); N total (%) y proteína (%), en 3 plantas tomadas al azar de sectores con población uniforme de cada tratamiento. En el mismo sector y en las mismas fechas se midió índice de clorofila (medidor SPAD) en 15 plantas tomadas al azar. Se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos (VF, V S/F, RTR S/F y RTR) en cuanto al N potencialmente mineralizable (NAN) y a la duración del barbecho previo a la siembra de maíz. La eficiencia de barbecho fue de 31 y -13 % con los antecesores vicia y RTR respectivamente. Las precipitaciones durante el ciclo del CC fueron cercanas al promedio histórico del establecimiento, esto determinó una recarga del perfil de suelo en el barbecho corto de vicia. El costo hídrico con antecesor vicia fue de 24 mm. Hubo diferencias significativas en los parámetros de rendimiento y acumulación de N en la planta de maíz. El máximo rendimiento y concentración de N se alcanzó con el tratamiento V S/F. Estas diferencias pueden ser atribuibles al NAN proveniente de la descomposición de residuos de vicia y a la fijación biológica de N_2. El índice de clorofila marcó una tendencia de separación entre los tratamientos fertilizados y sin fertilizar. El contenido de agua disponible al momento de siembra de Maíz estuvo relacionado con las precipitaciones en el momento de la recarga y con el momento de secado del CC.

Palabras claves: eficiencia de barbecho, nitrógeno, maíz.

C4P123. CAMBIOS EN PROPIEDADES FÍSICO-HÍDRICA DE SUELOS PERTENECIENTES A UNA MICROCUENCA AGRICOLA DE LA REGION SUDOESTE BONAERENSE.

Sá Pereira Eduardo de[1]; Arroquy Gonzalo[2]; Quiroga Alberto[2]; Álvarez Cristian[2], Fernández Romina[2]; Galantini Juan[3] y Gentili Jorge[4]

[1]INTA AER Coronel Suárez (EEA Bordenave); [2] INTA EEA Anguil; [3]CERZOS (UNS-CONICET); [4]UNS (Dto. Geografía). Agencia de Extensión Rural INTA (EEA Bordenave). Sauce Corto 589 – (7540) Coronel Suárez, Pcia. de Buenos Aires; Argentina. desapereira.eduardo@inta.gob.ar

RESUMEN

El sudoeste bonaerense es una región con gran variabilidad climática lo que hace que sus precipitaciones pasen de períodos de escasez, propios de zonas semiáridas, a excesos significativos, propios de regiones húmedas. Los cambios de uso del suelo provocan alteraciones en los aportes y dinámica de la materia orgánica (MO), modificando el nivel de equilibrio. Para conocer los cambios a corto plazo producidos por las prácticas de manejo en la MO total es necesario identificar las fracciones más sensibles: materia orgánica particulada (MOP) y material orgánico mineral (MOM). El objetivo de este trabajo fue evaluar cómo asociado a diferentes prácticas de manejo se han producido cambios en las fracciones orgánicas y en algunas propiedades edáficas relacionadas con la dinámica hídrica de los suelos. Los tratamientos consistieron en dos sistemas de manejo de cultivos contrastantes: 100% agrícola vs rotación con pastura y/o campo natural (CN). Se evaluó *in situ* infiltración, y se tomaron muestras sin disturbar de 0-20 cm de profundidad para determinar conductividad hidráulica, densidad aparente, carbono total y particulado, pH, textura, test proctor y fósforo. Todos los indicadores evaluados mostraron que estos procesos han tenido lugar en los suelos estudiados. Comparando los valores promedio de densidad aparente, se comprueba una importante disminución en la porosidad total de los suelos A, la cual como muestran diversos estudios tendrían lugar a expensas de pérdidas de la macroporocidad. De tener lugar este proceso descripto también debería haberse modificado el movimiento del agua en el interior del suelo. De los mismos se desprende que la disminución de la superficie con pasturas perennes de los últimos 25 años y de la proporción de gramíneas en la rotación, han incidido sobre la perdida de MOT y MOP, porosidad de suelo, comprobándose aumentos en la densidad aparente, encostramiento y de la susceptibilidad de suelo a compactarse.

Palabras claves: Infiltración, compactación, conservación

INTRODUCCIÓN

La concentración de dióxido de carbono en la atmósfera, producto de la actividad humana, viene alterando desde hace varias décadas el clima del planeta, proceso conocido como "cambio climático". La quema de combustibles fósiles y la destrucción de la vegetación natural, entre otros, son las principales causas de la acumulación de gases. En la Argentina, la emisión de dióxido de carbono *per cápita*, o huella de carbono, es de 5,7 toneladas al año, valor muy por debajo de los registros citados por Rusticucci (2014) en Norteamérica (20 toneladas) o en Inglaterra (11,8 toneladas). Aun así, el efecto colateral del incremento de temperaturas igual afecta a nuestro país. Sin embargo, si bien el sudoeste bonaerense es una región con gran variabilidad climática, período de escasez propios de las zonas semiáridas, a excesos hídricos significativos, propios de regiones húmedas, el cambio climático viene a agravar una problemática ya existente aumentando la intensidad y la frecuencia de eventos extremos, lo que genera mucha incertidumbre y obliga a implementar estrategias de mitigación (Casanovas, 2014). Diversas estimaciones, entre ellas las proporcionadas por el Instituto de Pronóstico del Cambio Climático-IPCC (1995), indican que la influencia del efecto invernadero daría un incremento de la temperatura media global del orden de 1 a 3°C para el año 2100 (Perillo, 1997). El avance del monocultivo de soja o la rotación trigo/soja en el sudoeste bonaerense puede haber generado importantes cambios en las propiedades físicas del suelo sometido a este manejo. Este posible deterioro del suelo junto a los efectos del cambio climático en la región subhúmeda puede contribuir a un mayor deterioro de las propiedades físicas y químicas del suelo (Sá Pereira *et al*., 2014).

Los cambios de uso del suelo provocan alteraciones en los aportes y dinámica de la MO, modificando el nivel de equilibrio. Para conocer los cambios a corto plazo producidos por las prácticas de manejo en la MO total es necesario identificar las fracciones más sensibles como la materia orgánica particulada (MOP) y material orgánico mineral (MOM).

Puede decirse que la erosión hídrica es un problema prioritario en la subregión Pampa Ondulada y en particular en el piedemonte de la Sierra de la Ventana (Gaspari *et al*., 2000). Bruno *et al.* (1994) utilizando la ecuación de M.U.S.L.E. (Modified Universal Soil Loss Ecuation) calcularon que en promedio entre 2 y 8 Tn ha^{-1} $año^{-1}$ correspondería a la pérdida de suelo de cuencas afluentes del arroyo sauce corto. Según datos de estos autores el porcentaje del partido de

Coronel Suárez afectado por la erosión ascendía al 59 % con distintos grados de afectación. Situación que se habría agravado por cambios en los sistemas de producción, disminución de la superficie con pasturas (12%) y creciente agriculturización. Teniendo en cuenta que a principios de la década del 90 en la mayor parte de las sub-cuencas se realizaban cultivos agrícolas (trigo, maíz, avena) alternando con pasturas perennes, complementando esta rotación con la aplicación de técnicas de manejo del suelo a partir de franjas y curvas de nivel (AER Coronel Suárez). En los últimos años el área dedicada a cultivos anuales se incrementó de un 30 a un 70% con predominio de los cultivos de soja o trigo/soja y en mucho menor medida el maíz (RIAN 2017). La mayor frecuencia de cultivos de verano dio lugar a largos períodos de barbechos entre los mismos (6-7 meses) con muy bajos niveles de cobertura de los suelos. El objetivo de este trabajo fue evaluar cómo asociado a diferentes prácticas de manejo se han producido cambios en las fracciones orgánicas y en algunas propiedades edáficas relacionadas con la dinámica hídrica de los suelos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo fue realizado en septiembre del 2016, en establecimientos de la zona de Pie de Sierras del Partido (Tabla 1), microcuencas de los A° 27 de diciembre, Cortaderas y San Antonio (Figura 1), los cuales pertenecen al área de influencia de la Agencia de Extensión Rural INTA Coronel Suárez en el Pje. "El Hinojo". Los suelos del sector bajo estudio correspondieron a Argiudoles típicos (Mapa de suelos de la provincia de Buenos Aires, 1989) que presenta una secuencia de horizontes Ap-BA-Bt-BC-C (Soil Survey Staff, 2010) de textura franco-arcillo-limosa (69,3 % limo+arcilla) perteneciente a la serie Arroyo corto predominantemente.

Los tratamientos consistieron en dos sistemas de manejo de cultivos contrastantes: 100% agrícola vs rotación con pastura y CN (Tabla 1). Se tomaron muestras de suelo sin disturbar en 0-20 cm de profundidad y se llevaron a cabo las siguientes determinaciones de las propiedades físicas y químicas en cada uno de los sitios en estudio

Determinaciones: a) Determinación de la densidad aparente; b) Determinación de la capacidad de infiltración del suelo con infiltrómetros de anillo simple (5 repeticiones); c) Muestras de suelo para determinación de fracciones texturales, fraccionamiento de materia orgánica (MOP >50 µ y MOM<50µ), contenido de fósforo (Pe) extractable obtenido por el método de Bray & Kurtz (1945) y pH; d) Identificación de zonas afectadas por erosión hídrica mediante observación de espesor de horizonte A, presencia estructura laminar (encostramiento), plantas descalzadas, orientación y traslado de residuos superficiales por el agua a través de la pendiente; e) Evaluación de la susceptibilidad a la compactación, densidad aparente máxima y humedad critica mediante ensayos de compactación utilizando el test Proctor (Figura 2abc).

Tabla 1: Secuencia de cultivos en cada uno de los sitios en estudio, ubicación geográfica y serie de suelo. A: 100% agrícola; P: pastura. RTR/malezas (rastrojo de trigo enmalezado).

Año	A1	A2	A3	P1	P2	P3
Latitud	37° 42' 44,21"	37°43' 44,7"	37°43' 2,31"	37° 47' 46,75"	37° 42' 22,14"	37° 44' 6,39''
Longitud	61° 59' 43,75"	62° 03' 26,85"	62° 06' 14,21"	61° 58' 31,25"	62° 05' 59"	62° 03' 14,93"
Serie de Suelo	Arroyo Corto	Rancho Grande	Arroyo Corto	Arroyo Corto	La Colina	Arroyo Corto
2006	Cebada	CN malezas	Trigo	Soja	CN (pristino)	CN (pristino)
2007	Soja	CN malezas	soja	Trigo	CN	CN
2008	Trigo	CN/malezas	cebada	soja	CN	CN
2009	Soja	Soja/400 kg/ha	trigo	cebada	CN	CN
2010	Candeal/Trigo	Trigo	soja	RGA/Soja	CN	CN
2011	Soja	Soja 1a	Cebada	Cebada	CN	CN
2012	Cebada	Cebada/Soja	soja	Pastura Inical	CN	CN
2013	Soja	Maíz	cebada	Pastura	CN	CN
2014	Trigo/Cebada	Soja 1°	Trigo	Pastura	CN	CN
2015	Soja	Soja 1°	Cebada	Pastura	CN	CN
2016	Cebada	Cebada/Sj 2°	Soja	Pastura	CN	CN

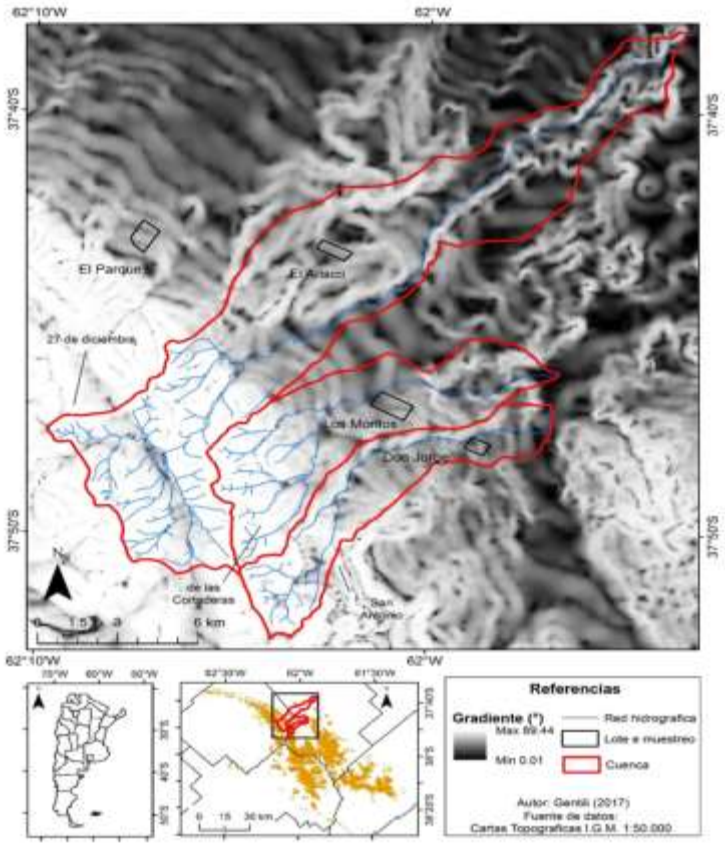


Figura 1. Mapa de gradiente de pendiente en grados (°) y 0° sobre el nivel del mar en los sitios evaluados de las 3 sub-cuencas del Arroyo Sauce Corto: 27 de diciembre y Arroyo de las Cortaderas en la zona de pie de Sierra de Coronel Suárez. Gentileza Dr. Jorge Gentili – Dto. De Geografía UNS.

a) b) c)



Figura 2: a) Evaluación de la captación de agua a partir de la determinación de infiltración, b) densidad aparente c) capas compactadas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Es importante aclarar, como se observa en la tabla 2, que todos los sitios de muestreo presentaron similar composición granulométrica y altos contenidos de limo que le confieren al suelo una fertilidad física deficiente y altamente dependiente de los contenidos de materia orgánica. Coincidiendo con la mayoría de los investigadores el proceso de agriculturización habría producido en esta región una significativa disminución en los contenidos de MO,

principalmente de las fracciones más lábiles que presentaron diferencias significativas ($p<0,05$) entre los diferentes manejos. En relación a los suelos bajo pasturas de gramíneas perennes el MOP de los sitios A fue un 74 % menor. Mientras que, el MOM resulto un 34% más bajo que la situación de referencia. En el mismo sentido el Índice de materia orgánica/arcilla + limo (IMO) experimentó en promedio una fuerte disminución desde valores de 9 en suelos bajo pasturas a 4,8 en suelos bajo secuencias agrícolas (Tabla 2). Es importante tener presente que en suelos Haplustoles de la Región Semiárida valores de IMO inferiores a 5 (con bajo contenido de MO por unidad de arcilla + limo) caracterizaron sitios con limitaciones en la provisión de nitrógeno y con importantes respuestas a la fertilización (Quiroga *et al.*, 2009). Estos autores comprobaron pérdidas de la fertilidad física cuando el descenso de MO tiene lugar en suelos con contenido de limo superior al 30%. En estos casos, dependiendo de la cobertura, tienen lugar con frecuencia, encostramientos superficiales y compactaciones subsuperficiales, con fuerte reducción de la infiltración (captación del agua de las precipitaciones), las cuales en áreas con pendiente se traducen en incremento de los escurrimientos. Precisamente los escurrimientos y la pérdida de suelos por erosión hídrica (con anegamientos de caminos rurales) son señalados por los productores como una problemática creciente en la región.

Tabla 2. Resultados de análisis de muestras de suelo de cada sitio de pH, Pe, material orgánico particulado (MOP >50 µ), material orgánico mineral (MOM<50µ), materia orgánica total (MOT); índice de materia orgánica (IMO) y porcentajes de arena, limo y arcilla de cada sitio en estudio. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p<0,05$) test de Fisher.

Sitio de muestreo	Limo	Arcilla	Arena	MOT	IMO	MOP %	MOM %	Pe ppm	pH
A1	47,6	21,0	31,4	2,6	3,9	0,24	2,44	10,5	7,4
A2	43,5	16,6	39,9	3,2	5,3	0,32	2,86	6,0	6,0
A3	58,2	14,0	27,8	3,7	5,2	0,36	3,38	20,8	6,0
P1	51,2	14,8	34,1	4,1	6,3	0,86	3,21	15,4	6,3
P2	50,1	14,1	35,8	7,2	11,3	1,14	5,80	50,1	5,8
P3	41,6	13,5	44,9	5,2	9,5	1,32	3,88	60,3	6,7
Media A	49,8	17,2	33,0	3,2b	4,8b	0,31b	2,89b	12,4a	6,5a
Media P	47,6	14,1	38,3	5,5a	9,0a	1,11a	4,30a	41,9b	6,3a

Todos los indicadores evaluados mostraron que estos procesos han tenido lugar en los suelos estudiados. Por ejemplo, en la Tabla 3, comparando los valores promedio de densidad aparente, se comprueba una importante disminución en la porosidad total de los suelos A, la cual como muestran diversos estudios tendrían lugar a expensas de pérdidas de la macroporosidad. De tener lugar este proceso descripto también debería haberse modificado el movimiento del agua en el interior del suelo, aspecto que pudo ser comprobado a través de la evaluación de la conductividad hidráulica (Figura 3). La Tabla 3 muestra valores promedio de 32 y 14 cm h^{-1} para los suelos bajo pasturas y agrícolas respectivamente, lo cual permite inferir que se requeriría un mayor tiempo para que la precipitación ingrese en los perfiles de suelos influenciados por la agricultura. Otro indicador utilizado en este estudio es la infiltración que confirma los procesos y el sentido de los cambios en la dinámica hídrica de los suelos expuesta anteriormente por los indicadores (Tabla 3). En la misma se comprueba 181 y 36 mm h^{-1} en los perfiles bajo gramíneas perenne y bajo agricultura, respectivamente, condicionando fuertemente el proceso de captación del agua en la cuenca. El desarrollo de la estructura para ambos manejos pone en evidencia una menor biomasa de raíces y agregados más compactos en el manejo con menor contenido de MO.

A fin de confirmar y reforzar la información obtenida a partir de los indicadores utilizados se procedió a tomar muestras superficiales de cada uno de los sitios y someterlas en laboratorio a un ensayo de compactación. Cada muestra compuesta de suelo de aproximadamente 10 kg fue dividida en 6 submuestras y llevadas a distintos contenidos de humedad para poder reflejar distintas situaciones que se pueden presentar a campo.

Cada una de estas submuestras fueron sometida a una determinada presión constante y en base a los resultados obtenidos se determinaron los valores de: densidad aparente máxima (DAm) susceptibilidad a la compactación (SC) y humedad crítica (HC), a la cual el suelo es más sensible a perder porosidad cuando es sometido a una presión externa (transito maquinaria, pisoteo ganadería). En la Tabla 3 se muestran los resultados de cada uno de estos indicadores comprobándose que efectivamente los suelos con menor contenido de MO son más susceptibles a compactarse y bajo una misma presión incrementan en mayor grado la DA, es decir experimentan una mayor pérdida de macroporosidad.

Tabla 3: Densidades aparente *(DA, gr (cm3)$^{-1}$)*, densidad aparente máxima *(DAm, g (cm^3)$^{-1}$)*, conductividad hidráulica *(k, cm h^{-1})*, infiltración promedio *(mm h^{-1})*, humedad critica *(HC, %)*, susceptibilidad a compactación *(SC)* y compactación relativa *(CR, %)*, bajo uso agrícola (A) y pastura (P). Letras diferentes entre tratamiento indican diferencias significativas (p<0,05) test de Fisher.

Sitios de muestreo	DA	k	Infiltración promedio (mm/h)	DAm	HC	SC	CR
Agrícola (A1)	1,36 a	13,2 a	24	1,37	23,7	0,17	84,9
Agrícola (A2)	1,21 b	15,13 a	76	1,46	19,7	0,23	93,1
Agrícola (A3)	1,24 bc	13.75 a	8,5	1,43	15,2	0,39	89,7
Prístino (P1)	1,19 c	21,88 a	55,7	1,31	23,2	0,11	65,7
Prístino (P2)	0,82 e	34,4 b	231	1,15	27,5	0,11	56,2
Prístino (P3)	0,96 d	40,28 b	271	1,33	20,6	0,15	81,5

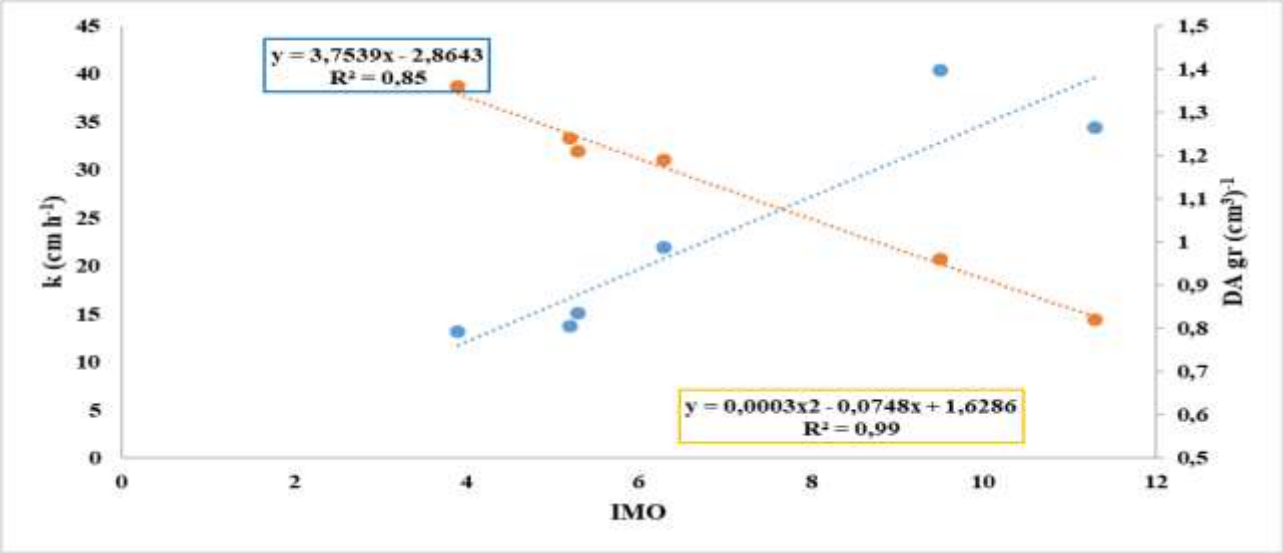


Figura 3. Relación entre la conductividad hidráulica (k) y densidad aparente (DA) con el Índice de materia orgánica/arcilla + limo, en Udoles bajo dos manejos contrastantes (agricultura continua y pasturas de gramíneas perennes).

Finalmente, al relacionar los distintos indicadores entre sí, se pudo comprobar que los cambios en el contenido de MO han incidido sobre los distintos indicadores. Al respecto los resultados muestran estrecha relación de la MO con la DA (R^2: -0,97), con la conductividad hidráulica (R^2: 0,82), con la DAm (R^2: -0,87), con la humedad crítica (R^2: 0,53) y con la susceptibilidad a compactación (R^2: -0,53). Tanto el IMO como el MOP mostraron estrecha relación con los indicadores mejorando en algunos casos la relación respecto de la MOT. A manera de ejemplo en la Figura 3 se muestra la estrecha relación entre la k y DA en función del IMO.

Finalmente, reiterándose lo expuesto, este estudio preliminar pretende aportar elementos objetivos que nos permitan reflexionar/alertar sobre los efectos que los cambios en el uso de la tierra pueden tener sobre indicadores edáficos vinculados con la dinámica hídrica de los suelos.

A partir de esta información pueden plantearse algunos interrogantes como por ejemplo que estrategia de manejo implementar para recuperar parte de los atributos perdidos por el suelo.

CONCLUSIONES

Estos resultados exploratorios o preliminares, muestran diferencias importantes en las propiedades de los suelos influenciados por distintas prácticas de uso y manejo.

La disminución de la superficie con pasturas perennes como también de la proporción de gramíneas en la rotación, ha incidido sobre la porosidad de suelo, comprobándose aumentos en la densidad aparente, encostramiento y mayor susceptibilidad de suelo a compactarse.

La pérdida de MOT asociadas al manejo muestra impacto negativo sobre una marcada disminución en la conductividad hidráulica e infiltración (-90%) del suelo asociado a este proceso en suelos limosos con pendiente aumentando los procesos de erosión hídrica.

Como fue expuesto anteriormente, las relevancias de estos procesos indican la necesidad de profundizar estos estudios, ampliando el número de casos y área de evaluación, a fin de validar estos resultados exploratorios y de ser necesario elaborar estrategias de recuperación y/o adecuación.

AGRADECIMIENTOS

A los laboratorios de suelos del Departamento de Agronomía y Geografía de la Universidad Nacional del Sur y de Física de suelos del INTA EEA Anguil por la colaboración en la realización de los análisis.

BIBLIOGRAFÍA

- Bray, RH. & LT Kurtz, 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soil. *Soil Sci.* 59: 39-45.
- Bruno, J; F Gaspari; M Presutti; S Magnin & C Orona. 1994. Methods for environmental degradation diagnosis in watersheds – Its application tu the basin of Sauce Corto. – Province of Buenos Aires – Argentina. Facultad de Ciencias Agrárias y Forestales – Universidad Nacional de La Plata (UNLP) 60 y 118 – La Plata – Argentina – e-mail: jebruno@isis.unlp.edu.ar and Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC).
- Casanovas, M. 2014. Clima desbocado: de las sequías extremas a las inundaciones en apenas cinco meses. Dirección de Economía Ambiental del Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible (OPDS). Diario El Día. La Plata. 20 de Julio de 2014.
- Gaspari, F; R Rickfelder; B Hauri; G de Otazua & I Cornely. 2000. Método de diagnóstico de degradación ambiental aplicados al estudio de la cuenca del Arroyo Sauce Corto. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales. Universidad Nacional de La Plata.
- Perillo, G. 1997. Evaluación de la vulnerabilidad de la costa argentina al ascenso del nivel del mar. PNUD/SECYT ARG/95/G/31 62 pp.
- Quiroga, A; R Fernández & E Noellemeyer. 2009. Grazing effect on soil properties in conventional and no-till systems. 2009. *Soil & Till. Res*. 105, 164-170.
- Rusticucci, M. 2014. Diario La Prensa directora del Departamento de Ciencias de la Atmósfera y los Océanos de la Facultad de Ciencias Exactas. Consultado el 11/11/17 En: http://www.laprensa.com.ar/418504-El-cambio-climatico-llego-para-quedarse. note.aspx. 27 de enero de 2014
- RIAN 2017. Red de información agropecuaria nacional. Informes periódicos de la AER Coronel Suárez. Consultado el 17/11/17 En: http://ssdinta.hostingbahia.com.ar/informes/Informe%20Recorrida Publicación Técnica Nº108 17%20INTA%20fina%202016-17.pdf
- Sá Pereira, E de; J Galantini; A Quiroga & MR Landriscini 2014. Efecto de los cultivos de cobertura otoño invernales, sobre el rendimiento y acumulación de N en maíz en el sudoeste bonaerense. *Ci Suelo* 32: 219-231.
- Soil Survey Staff. 2010. Keys to Soil Taxonomy, 11th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, DC. 365 pp.

C4P124. INFILTRACIÓN CON Y SIN COBERTURA EN UN ARGIUDOL TÍPICO BAJO SIEMBRA DIRECTA

Sainz, Daiana [1,2]; Eiza, Maximiliano[1]; Carfagno, Patricia[1]; Behrends Kraemer, Filipe[2,3] y Chagas, Celio[2].

[1]Instituto de Suelos, CIRN INTA Castelar. De los Reseros y Nicolás Reppetto S/N. Hurlingham (1686). Argentina.
[2]Cátedra de Manejo y Conservación de Suelos. Facultad de Agronomía. UBA. Argentina.
[3]CONICET.
sainz.daiana@inta.gob.ar

RESUMEN

La infiltración del agua en la zona no saturada del suelo es una propiedad ampliamente usada en la evaluación de la calidad física del suelo, ya que de su conocimiento derivan la mayoría de los modelos de transporte de agua-solutos y de crecimiento de cultivos. Asimismo, para resolver un conjunto de problemas como predicción de escurrimientos de eventos de precipitación, transporte de sedimentos y control de inundaciones y para el modelado de procesos hidrológicos y su relación con el transporte de contaminantes. Esto es particularmente importante considerando que, el deterioro de la condición superficial de los suelos, reflejado en la formación de costras y sellos, es una de las degradaciones físicas que más influencian a todo el sistema de producción. El microsimulador de lluvias es un instrumento expeditivo que permite evaluar la infiltración, el escurrimiento y las pérdidas de suelo a campo mediante lluvias simuladas con lámina total, intensidad y energía conocidas, en distintas condiciones. Por lo anterior, se planteó como objetivo para este trabajo analizar el efecto de la cobertura de rastrojos de cultivos de verano sobre la infiltración en un suelo Argiudol típico de la Pampa Ondulada. Para tal fin se realizaron simulaciones de lluvia a campo en 3 momentos entre 2016 y 2017, con un microsimulador de lluvias de 0,0625 m^2 (0,25 m de lado). Para las simulaciones se utilizó agua destilada y una intensidad de lluvia de 60 mm h^{-1}. Para evaluar el efecto de la cobertura sobre la infiltración, en cada momento se seleccionaron 3 sitios ubicados en la media loma de un lote bajo una secuencia soja-maíz. En cada sitio se simuló lluvia manteniendo la cobertura original y, por otro lado, quitando dicha cobertura. La misma fue recolectada, secada a 50 ºC y pesada. De cada simulación se obtuvo: momento de inicio del escurrimiento [min], lámina escurrida [mm], infiltración acumulada [mm], tasa de infiltración [mm h^{-1}] y humedad inicial [%v/v]. La cobertura con la que se trabajó fue 7119 kg ha^{-1}. El análisis estadístico se realizó mediante un modelo lineal para el cual se utilizó la cobertura, el momento y la interacción entre ambos como variables explicativas de la infiltración. Las probabilidades obtenidas de la descomposición de la variancia corresponden a 0,16; 0,8 y 0,18. Por tanto, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas para ninguna comparación (α=0,05). Se concluye que los parámetros de infiltración no difieren entre un suelo cubierto y desnudo. Numéricamente, se encontró que al quitar el rastrojo, el inicio del escurrimiento tiende a comenzar antes (8,4 versus 11,8 min) y la infiltración acumulada a ser menor (20,5 vs 17,6 mm). La velocidad de infiltración bajo ambas situaciones fue similar. Debido a la elevada variabilidad del parámetro de infiltración, posiblemente generada por diferencias estructurales superficiales, principalmente por efecto de la frecuencia y disposición de estructuras laminares/no laminares, son necesarios más estudios a futuro, incrementándose la cantidad de repeticiones de simulaciones de lluvia a fin de obtener resultados concluyentes sobre el comportamiento de esta variable por efecto del manejo de la cobertura del suelo.

Palabras clave: Simulación, lluvia, conservación

-

C4P125.CONSUMO Y EFICIENCIA EN EL USO DEL AGUA EN SECUENCIAS AGRÍCOLAS CON DISTINTO GRADO DE INTENSIFICACIÓN

Sanmarti Nicolás; Bacigaluppo Silvina y Salvagiotti Fernando

INTA Estación Experimental Agropecuaria Oliveros, Ruta Nacional 11, Km 353.Oliveros, Santa Fe, Argentina.
sanmarti.nicolas@inta.gob.ar

RESUMEN

En gran parte de la región pampeana el 70% de la superficie agrícola está ocupada por monocultivo de soja en ambientes donde la oferta anual de precipitaciones es superior a 1000 mm. Dado que el consumo de agua de un cultivo de soja es de aproximadamente 550 mm, existe en esta zona, una sub-utilización de este recurso. La implementación de cultivos múltiples secuenciales permiten una captura mayor y más eficiente de recursos. En la actualidad son escasos los trabajos que abordan la temática del uso del agua a nivel de sistema. En el sur de Santa Fe se recomienda intensificar el uso del suelo con gramíneas para mejorar su fertilidad física, sin embargo se necesita cuantificar el impacto de esta práctica en el uso del agua dado que es esperable que sistemas más intensificados tengan un mayor consumo de agua total. Un ensayo de larga duración es el marco experimental ideal para poner a prueba esta hipótesis. El objetivo de este trabajo fue cuantificar el consumo y la eficiencia en la utilización del agua (EUA) en secuencias de cultivos, con distinto grado de intensificación. Las evaluaciones se realizaron en un ensayo de larga duración conducido en la Estación Experimental INTA Oliveros desde el año 2006, en un lote con más de 50 años de agricultura continua, sobre un suelo Argiudol típico serie Maciel. El experimento consistió de 2 estrategias de manejo de descompactación mecánica del suelo: i) testigo sin descompactar y ii) descompactado con escarificador al inicio del experimento y 4 secuencias de cultivo: 1) Soja-Soja (Sj-Sj); 2) Soja- cultivo de cobertura-Soja (Sj-CC-Sj); 3) Maíz-Soja-Trigo/soja (Mz-Sj-Tr/Sj) y 4) Maíz-Trigo/soja (Mz-Tr/Sj). Los tratamientos se arreglaron en un diseño de bloques completos al azar con tres repeticiones. Se implantó trigo como cultivo de cobertura. Desde la campaña 2009/10 a la 2014/15, se midió periódicamente el contenido de agua en el suelo por horizonte, hasta 2 metros de profundidad, con sonda de neutrones y se registraron las lluvias diarias. A lo largo de los 6 años, el consumo total de agua (evapotranspiración total) en las diferentes secuencias fue de: 4583 mm en Sj-Sj, 4625 mm en Sj-CC-Sj, 4772 mm en Mz-Sj-Tr/Sj y 4605 mm en Mz-Tr/Sj, donde el 59%, 79%, 62% y 65% correspondió a la evapotranspiración de los cultivos de cada secuencia, respectivamente. Esto es debido a que los barbechos en cada una fueron diferentes, en Sj-Sj, donde el suelo tuvo el mayor tiempo sin cultivo, fue de 1434 días, mientras que en Sj-CC-Sj, Mz-Sj-Tr/Sj y Mz-Tr/Sj fue 45%, 19% y 33% menor que en el monocultivo, respectivamente. En cuanto a la EUA no hubo diferencias significativas entre tratamientos descompactado y sin descompactar. Pero sí se observaron diferencias por secuencia, donde Sj-Sj y Sj-CC-Sj no difirieron entre sí, mostrando una EUA promedio de 18.32 $kg.ha^{-1}$. Esta EUA fue significativamente inferior a las obtenidas en las secuencias Mz-Sj-Tr/Sj 26.09 $kg.ha^{-1}$ y Mz-Tr/Sj 27.84 $kg.ha^{-1}$. Las secuencias más eficientes en el uso del agua fueron aquellas en las que hubo una mayor proporción de gramíneas.

Palabras claves: larga duración, barbechos, evapotranspiración

C4P126. MANEJO DEL SUELO EN CAÑA DE AZÚCAR DE SECANO CONSIDERANDO LA CAPACIDAD DE ALMACENAJE DE AGUA

Sanzano, G. Agustín; Arroyo Esteban A. y Aranda, Nelson D.

Estación Experimental Agroindustrial "Obispo Colombres". Av. William Cross 3150 (4101). Las Talitas. Tucumán
asanzano@eeaoc.org.ar

RESUMEN

El 85% del área cañera de la provincia de Tucumán produce en condiciones de secano. La caña de azúcar es una especie que tiene una alta demanda hídrica, por lo que la economía del agua en el suelo es fundamental para el logro de rendimientos económicamente sostenibles. El objetivo del trabajo fue estimar la capacidad de almacenaje de agua útil (CAAU) y la permeabilidad (K) de los suelos con el fin de sugerir manejos que permitan incrementar la productividad de la caña de azúcar. Se utilizó un modelo predictivo luego del análisis de 1700 suelos de regiones cañeras de Tucumán, Argentina. Los resultados mostraron que un tercio de los suelos de la región húmeda del Pedemonte tienen baja CAAU y un 15% de alta K, generando déficit hídrico y lavado de nutrientes. En estos suelos, se recomienda el mantenimiento del residuo de cosecha y plantación en curvas de nivel. En la región de la Llanura Chacopampeana, de balance hídrico negativo, se estimó un 75% de suelos con CAAU alta, se sugiere igualmente cosecha en verde y cobertura superficial. En la región de la Llanura Deprimida, donde los suelos son pobremente drenados, un 26% de los mismos tienen baja K. En esta clase de suelos, la recomendación es extraer o incorporar el residuo de cosecha y orientar los surcos de la plantación para evacuar el exceso de agua.

Palabras claves: agua útil, permeabilidad del suelo, regiones agroecológicas, cobertura

INTRODUCCIÓN

La caña de azúcar es una especie altamente eficiente en el uso de los recursos hídricos, que en la provincia de Tucumán, al noroeste de Argentina, requiere como necesidad evapotranspiratoria entre 1250 y 1400 mm para un ciclo de 10 - 12 meses (Romero *et al.,* 2009). Las regiones agroecológicas cultivadas con caña de azúcar tienen características climáticas, fisiográficas y edáficas diferentes (Zuccardi & Fadda, 1985) por lo que el cultivo debe desarrollarse en ambientes tan disímiles que incluyen suelos bien drenados de áreas húmedas con 500 mm de diferencia de precipitaciones con respecto a otras regiones semiáridas; otras áreas con pobre drenaje y gran heterogeneidad textural entre otros. Además el régimen pluviométrico, de características monzónicas, acumula entre diciembre y marzo el 60% de las precipitaciones, mientras que durante el invierno y la primavera (esta última en donde se produce la brotación y el macollaje) las deficiencias hídricas son recurrentes.

Considerando que el 85% de la superficie cultivada es de secano, hay que tener en cuenta la capacidad de almacenaje de agua útil (CAAU) y la permeabilidad (K) de los suelos en cualquier análisis de situación.

Las necesidades de agua de la caña de azúcar son bajas durante la brotación por su menor área foliar, mientras que son muy altas durante el período de pleno crecimiento. Se debe contribuir al almacenaje de agua o a la evacuación del exceso hídrico para el mejor uso del cultivo según sus necesidades transpiratorias.

La CAAU de un suelo está definida por la diferencia comprendida entre el contenido hídrico que tiene el suelo a capacidad de campo y el correspondiente al punto de marchitez. A su vez, determinar estas constantes hídricas en un gran número de muestras de suelo es una tarea difícil y costosa. Sin embargo, existe una muy buena correlación estadística entre la textura del suelo y los potenciales hídricos, que permiten proveer estimaciones seguras para la toma de decisiones (Saxton & Rawls, 2006).

El objetivo del presente trabajo fue estimar la CAAU y la K de los suelos con el fin de sugerir recomendaciones de prácticas de manejo que incrementen la productividad del cultivo de caña de azúcar.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se extrajeron muestras con barreno a 3 profundidades (0 – 30 cm; 30 – 60 cm y 60 – 90 cm) de 1700 sitios georeferenciados distribuidos en tres regiones productoras de caña de azúcar: Pedemonte; Llanura Chacopampeana y Llanura Deprimida. Se realizaron las siguientes determinaciones analíticas: % de arcilla, limo y arena (tamizado e

hidrómetro de Bouyoucos) materia orgánica oxidable (M.O) por Walkley-Black; y conductividad eléctrica en el extracto de saturación.

A partir de los datos obtenidos en el laboratorio se utilizó el modelo predictivo propuesto por Saxton and Rawls (2006), en el que se ingresaron los datos de % de arcilla y arena; % de M.O; conductividad eléctrica y % de gravas (estimado en campo) y se obtuvieron las constantes hídricas de capacidad de campo y punto de marchitez, la capacidad de agua útil (CAAU) y la conductividad hidráulica (K). Los resultados obtenidos para estos dos últimos parámetros se presentan en este trabajo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la figura 1 se observan los grupos texturales para cada profundidad en la región del Pedemonte, y la proporción de los rangos de CAAU y K de 350 suelos. Los suelos arenosos, arenosos franco y franco arenosos se agruparon en la clase de las texturas gruesas. Las texturas medias incluyen a los francos y franco limosos, mientras que en el grupo de texturas finas están los suelos franco arcillosos, franco arcillo limosos; arcillosos y arcillo limosos. Hay un predominio de las texturas medias en todas las profundidades aunque también es significativa la presencia de las fracciones gruesas. Los suelos de texturas finas no tienen presencia significativa. Hay una fuerte asociación entre el contenido de arcilla y % de MO del suelo.

El modelo predictivo da como resultado que un 27% de los suelos del Pedemonte cañero tienen una baja CAAU, es decir, menor a 1 mm cm^{-1}, mientras que un 21% del total muestran valores altos y muy altos de K, mayores a 4 cm h^{-1} (tabla 1) por lo que las pérdidas de nitrógeno por lixiviación podrían ser importantes y disminuir la disponibilidad del mismo (Portocarrero, 2010). La baja CAAU y el lavado de N podrían ser causa de rendimientos culturales menores a los esperados para la pluviometría de la región. Se ha demostrado el efecto beneficioso de mantener en superficie los residuos de la cosecha para disminuir los efectos de la erosión hídrica (Prove *et al.*, 1986; Yang, 1995). La cobertura vegetal tiene un doble efecto: a) reduce la energía de impacto de la gota de lluvia sobre el suelo y b) constituye una barrera física que reduce la velocidad del escurrimiento superficial (Alberts & Neibling, 1994). Los sistemas de mínima labranza o de no-labranza en caña de azúcar pueden evitar la degradación del suelo. Así, en áreas tropicales de Australia muchos agricultores están adoptando el sistema de cosecha en verde como una práctica que reduce la erosión hídrica (Grigg *et al.*, 2002; Glanville *et al.*, 1997). En algunas regiones azucareras del mundo se han detectado reducciones de hasta un 97 % del escurrimiento superficial y hasta un 90 % de las pérdidas de suelo por la presencia del residuo en el sistema de cosecha en verde (Yang, 1995).

Se recomienda mantener el residuo agrícola de cosecha (RAC), para reducir el impacto directo de la gota de lluvia sobre el suelo, disminuir la velocidad del escurrimiento y permitir una mayor infiltración. Sanzano *et al*. (2009), en un experimento con lluvia simulada, determinaron tasas de infiltración dos veces superiores cuando el suelo se mantuvo cubierto con maloja respecto del suelo desnudo. La plantación en curvas de nivel contribuye, en el mismo sentido, permitiendo aumentar el contenido de agua almacenada en el perfil del suelo.

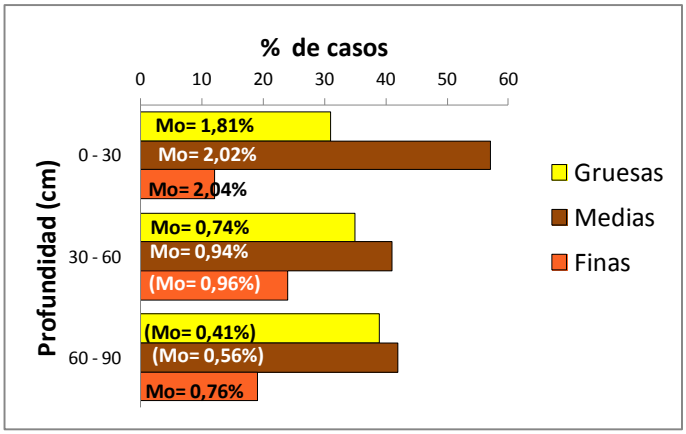


Figura 1. Proporción de grupos texturales por rangos de profundidad en suelos del Pedemonte cañero de Tucumán

Tabla 1. Proporción de sitios por rangos de CAAU y K en suelos del Pedemonte cañero de Tucumán

	> 1,5 mm cm^{-1}	1 - 1,5 mm cm^{-1}	< 1,5 mm cm-1
CAAU	11%	62%	27%
	> 0,4 cm h^{-1}	0,4 - 4 cm h^{-1}	> 4 cm h^{-1}
K	15%	64%	21%

La figura 2 muestra la distribución en profundidad de los grupos texturales y la proporción de los rangos de CAAU y K de la región de la Llanura Chacopampeana para 150 sitios de muestreo. El predominio de las texturas medias es significativo en la capa superficial del suelo, mientras que en las capas más profundas aumenta la proporción de suelos de texturas finas. El grupo textural grueso no es significativo en la región. Los suelos de CAAU alta representan un 75% del total (tabla 2), lo que implica que el almacenaje de agua está asegurado si las precipitaciones ocurren normalmente en cantidad y frecuencia. En esta región, de características subhúmedas secas y semiáridas, durante el período de brotación y macollaje, no se registraron en los suelos contenidos hídricos que superen el 50% de su CAAU (Ojeda et *al.* 2016). En estos suelos, se sugiere también mantener el RAC, con el objetivo de maximizar el ingreso de agua por infiltración y minimizar las pérdidas por evaporación. Las limitaciones son más de tipo climático que edáficas, acentuándose el déficit hídrico hacia el este de la subregión. Digonzelli *et al.*, (2011) determinaron diferencias significativas en la humedad del suelo superficial entre los suelos con y sin RAC, especialmente en los años de más estrés hídrico primaveral.

En la figura 3 se muestra la distribución en profundidad de los grupos texturales de la región de la llanura deprimida, así como la proporción de rangos de CAAU y K (tabla 3) para un total de 1200 sitios de muestreo.

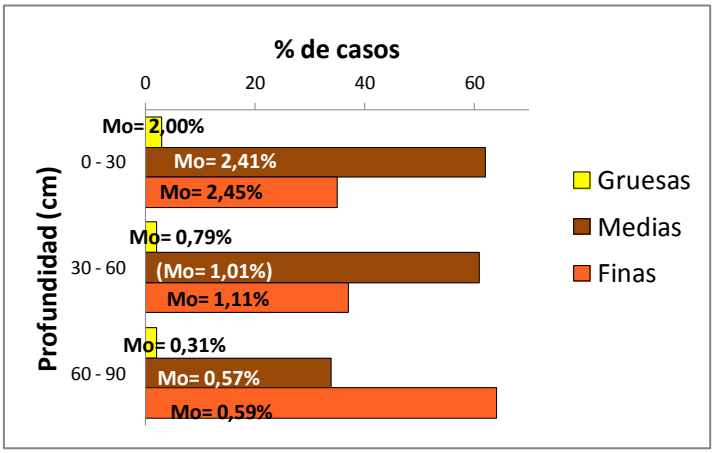


Figura 2. Proporción de grupos texturales por rangos de profundidad en suelos de la Llanura Chacompeana de Tucumán

Tabla 2. Proporción de sitios por rangos de CAAU y K en suelos de la Llanura Chacompeana de Tucumán

	> 1,5 mm cm^{-1}	1 - 1,5 mm cm^{-1}	< 1,5 mm cm-1
CAAU	75%	24%	1%
	> 0,4 cm h^{-1}	0,4 - 4 cm h^{-1}	> 4 cm h^{-1}
K	1%	27%	72%

En todos los rangos de profundidad predomina significativamente el grupo de texturas medias, mientras que el grupo de las texturas gruesas representa desde un cuarto hasta un tercio de los sitios muestreados. El área se caracteriza por la presencia de una capa freática, cuyo nivel responde principalmente al régimen de precipitaciones. Los suelos pueden presentar contenidos hídricos superiores a la capacidad de campo, generando condiciones de asfixia radicular, menor disponibilidad de nutrientes, y limitaciones para la realización oportuna de algunas labores. La heterogeneidad textural de los suelos está fuertemente ligada a su posición en el relieve, lo que impide la generalización de recomendaciones para el manejo de los excesos hídricos. En los suelos de textura arenosa, la presencia del agua freática

tiene menor influencia sobre la zona radicular, lo que podría resultar ventajoso en años de altas precipitaciones, se torna negativo en los años más secos, porque los suelos contienen menos agua disponible para la planta. Se observa que un 26% de los suelos presentan valores de K bajos, que indican una dificultad importante para el drenaje. Por otra parte, se han detectado solo un 6% de suelos con altos valores de K, de texturas más gruesas y bien drenados, en los que la caña de azúcar puede sufrir estrés hídrico, como consecuencia de que la capa freática puede aportar muy poco agua a las raíces del cultivo. Finalmente, un 66% y un 67% de los suelos presentan valores de CAAU y K medios, respectivamente, lo que indica por un lado que pueden almacenar más agua y recibir un mayor aporte hídrico de la freática que los de textura gruesa, al mismo tiempo que son más fáciles de drenar que los de textura fina. En esta región no puede recomendarse un único manejo del RAC, ya que su mantenimiento en la superficie del suelo puede agravar los problemas producidos por el exceso de agua, siendo preferible extraer el residuo para destinarlo a otros fines, o incorporarlo al suelo mediante equipos cultivadores. Además, se sugiere la orientación de surcos y callejones para la evacuación del exceso de agua, a fin de evitar de ese modo el aumento del nivel freático por infiltración diferida (Sanzano & Fadda, 2009). En cambio, en los suelos con baja CAAU, mantener el RAC luego de la cosecha, permite minimizar las pérdidas por evaporación y contribuir al ascenso del nivel freático como fuente hídrica adicional.

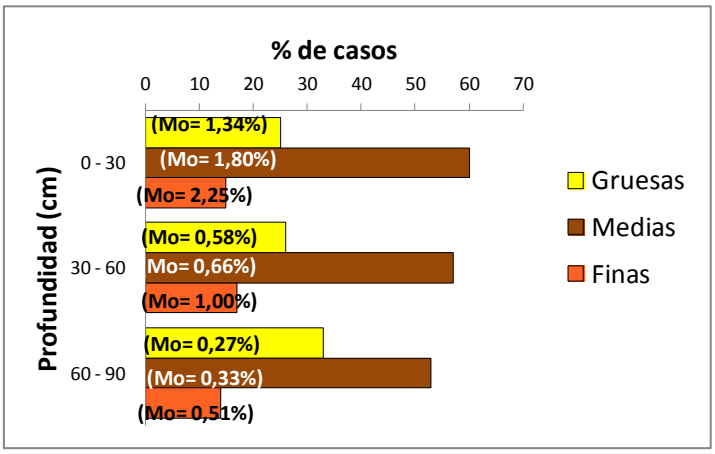


Figura 3. Proporción de grupos texturales por rangos de profundidad en suelos de la Llanura Deprimida de Tucumán

Tabla 3. Proporción de sitios por rangos de CAAU y K en suelos de la Llanura Deprimida de Tucumán

	> 1,5 mm cm^{-1}	1 - 1,5 mm cm^{-1}	< 1,5 mm cm-1
CAAU	21%	66%	13%
	> 0,4 cm h^{-1}	0,4 - 4 cm h^{-1}	> 4 cm h^{-1}
K	6%	67%	26%

CONCLUSIONES

Un tercio de los suelos del Pedemonte tienen una baja capacidad de almacenaje de agua útil y un 15% presentan altos valores de conductividad hidraúlica. En suelos excesivamente drenados, con déficit hídrico y probable lavado de nutrientes, es recomendable el mantenimiento del RAC en superficie y la plantación en curvas de nivel.

En la Llanura Chacopampeana, se han detectado un 75% de suelos con alta capacidad de almacenaje de agua útil, lo que constituye una ventaja a partir de que el régimen de lluvias al este de la región es deficitario para la caña de azúcar. Se sugiere maximizar la infiltración y minimizar la evaporación a través de la cosecha en verde de la caña de azúcar y del mantenimiento del residuo agrícola de cosecha sobre la superficie del suelo.

En la región de la Llanura Deprimida se estimó que un 26% de los suelos tienen baja conductividad hidraúlica y son pobremente drenados. Se recomienda no dejar el residuo agrícola en la superficie, retirándolo para otros fines o incorporarlo parcialmente, además de orientar los surcos de plantación con el objeto de para evacuar los excesos hídricos.

El modelo predictivo usado en este trabajo ha demostrado ser una herramienta útil para estimar ambos la capacidad de almacenaje de agua útil y la conductividad hidraúlica de los suelos a través del uso de variables obtenidas en los análisis de rutina.

BIBLIOGRAFÍA

- Alberts, E. E. & W.H. Neibling, 1994. Influence of crop residue on water erosion. En Managing Agricultural Residues. En: Unger, P. (ed.), Managing Agricultural Residues, Lewis Publisher, Texas, pp.19-39.
- Glanville, T. J.; G. Titmarsh; M.M. Salaway & F. Mason, 1997. Soil erosion in caneland tillage systems. Proceeding of the Australian Society of Sugar Cane Technologists. Cairns,Queesland: 254-262.
- Digonzelli, P.A.; M.J. Tonatto; E.R. Romero; G.A. Sanzano; J. Ullivarri; J.A. Giardina & J. Scandaliaris. 2011. Assessing a sustainable sugar cane production system in Tucumán, Argentina. Part 2: Soil water and thermal regime, stalk population dynamics and sugarcane production. Rev. Ind. y Agríc. de Tucumán 88 (2): 1-12.
- Grigg, B. C.; T. Korneky; J. L. Fouss & L. M. Southwick, 2002. Agrochemical and erosion management in sugarcane to reduce surface water impairment in the gulf coastal region. En: Proceedings of the March 11-13 Conference (Fort Worth Texas, USA). American Society of Agricultural and Biological Engineers. pp:192
- Ojeda, E.; F.A. Sosa & O.R. Correa. 2016. Estimación del consumo hídrico del caña de azúcar en secano y con riego por goteo en Tucumán. Inédito. Presentado a SATCA 2016.
- Portocarrero, R. 2010. Interacción agua superficial-acuífero libre y el contenido de nutrientes en la cuenca del arroyo El Tejar, Tucumán. Tesis de maestría. Facultad Regional Tucumán, UTN, R. Argentina.
- Prove, G.; P. Truong & D. Evans 1986. Strategies for controlling caneland erosion in the wet tropical coast of Queensland. En: Proc. Aust. Soc. Sugar Cane Technol. Brisbane.11. pp: 77-84.
- Romero, E.; J. Scandaliaris; P. Digonzelli; M. Leggio; J. Giardina; J. Ullivarri & M.J. Tonatto. 2009. La caña de azúcar. Características y Fisiología. Cap. 1. Manual del cañero. ISBN978-987-21283-7-1. 13- 23.
- Sanzano, G.A.; F.A Sosa; M. Morandini; J.I. Romero; H.C. Rojas & P. Digonzelli 2009. Evaluación de la erosión hídrica con caña de azúcar y sin cobertura de maloja. Avance Agroind. Vol 30 (nº3): 16 -18.
- Sanzano, G.A. & G.S. Fadda 2009. Características de los suelos para caña de azúcar. Recomendaciones de manejo. Cap. 2. Manual del cañero. ISBN978-987-21283-7-1. 23-34.
- Sanzano, G.A. 2014. Agricultura de secano. La economía del agua. Avance. Agroind. Vol. 35 (2). 8-19.
- Saxton K.E. & Rawls W.J. 2006. Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. Soil Sci. Soc. Am. J., Vol. 70. 1569- 1578.
- Yang, S. J. 1995. Trash management in relation to soil conservation and fertilization under rainfed agriculture. XXII Congress of the International Society of Sugar Cane Technologists. Cartagena, Colombia. Proceeding, Cali, Tecnicaña. Vol. 2: 110-111.
- Zuccardi R.B. y G.S. Fadda. 1985. Bosquejo agrológico de la provincia de Tucumán. Misc nº 86. Facultad de Agronomía y Zootecnia- UNT. 51 pp.

C4P127. SECUENCIAS DE CULTIVOS EN UN HAPLUSTOL TORRIORTÉNTICO: SU EFECTO SOBRE ALGUNAS PROPIEDADES EDÁFICAS

Savino, Patricio[1]; Azpiroz Toubes, Francisco J.[2]; Azar, Emilio A.[1]; Gomez, Nestor A.[1] y Castiglioni, Mario G.[2]

[1]EEA INTA Santiago del Estero; [2]Cátedra de Manejo y Conservación de Suelos (FAUBA). castigli@agro.uba.ar

RESUMEN

El área de riego del Río Dulce es la más importante y de mayor potencialidad productiva de la provincia de Santiago del Estero. En esta zona, el cultivo de algodón tiene gran importancia económica y su producción se realizó históricamente en base a la labranza convencional, monocultivo y riego por manto, que al combinarse con la elevada fragilidad del ambiente, generó el deterioro de las propiedades físicas edáficas, con pérdidas en su potencial productivo. Con la intención de revertir este proceso, en dicha área se incorporó hace algunos años la siembra directa. El objetivo del trabajo fue analizar en un Haplustol torriorténtico correspondiente a un ambiente semiárido de Santiago del Estero, el efecto de distintas secuencias de cultivos y del monocultivo de algodón bajo siembra directa y riego por manto, sobre la estabilidad estructural y sobre distintas fracciones de carbono orgánico con diferente labilidad. El trabajo se realizó sobre un ensayo en parcelas, iniciado en el año 2014 en el campo Experimental Ing. Agr. Francisco Cantos (EEA INTA Santiago del Estero). El lote donde se estableció el ensayo, fue incorporado a la agricultura bajo siembra directa a partir del año 2011, luego de más de 20 años de labranza convencional y riego por manto. Las muestras de los primeros 5 cm de suelo fueron tomadas en octubre de 2016, siendo los tratamientos analizados los siguientes: monocultivo de algodón; maíz-algodón-algodón; maíz-soja-algodón y maíz-algodón/trigo-algodón/trigo. Se determinó la estabilidad de agregados (Le Bissonnais, 1996) y se obtuvieron distintas fracciones de carbono orgánico con diferente labilidad (Chan *et al.*, 2001). Luego de tres años de iniciado el ensayo con distintas sucesiones de cultivos, se pudo comprobar que las parcelas que presentaron mayor intensificación de uso (maíz-algodón/trigo-algodón/trigo) fueron las que obtuvieron mejor estabilidad estructural, independientemente del pre-tratamiento considerado. Lo contrario ocurrió con el monocultivo de algodón, con la excepción de los resultados provenientes del pre-tratamiento humedecimiento lento, en el que el menor valor de estabilidad estructural fue obtenido por la sucesión maíz-soja-algodón. El valor promedio de los tres pretratamientos del método de estabilidad estructural se ubicó entre 1,39 mm y 1,57 mm, correspondiéndole por lo tanto a esta propiedad una categoría estable para todos los tratamientos evaluados. La distribución de agregados, resultante de los distintos procedimientos utilizados para evaluar la estabilidad estructural, fue distinta según el pretratamiento considerado. En el humedecimiento rápido, el mayor porcentaje de agregados remanente fue el menor a 0,2 mm, en el humedecimiento lento fue la fracción de agregados entre 2 y 0,2 mm y en disgregación mecánica la mayor proporción de agregados resultó ser en aquellos mayores a 2 mm, independientemente del tratamiento evaluado. Por su parte, el tamaño de agregados más sensible para establecer diferencias entre los distintos tratamientos, dependió de las características del pretratamiento considerado. A pesar de estas diferencias encontradas en esta propiedad física del suelo, las fracciones de carbono con distinta labilidad no fueron indicadores útiles para diferenciar el efecto de las diferentes sucesiones de cultivo estudiadas.

Palabras claves: estabilidad estructural, carbono orgánico, algodón

C4P128. EL DESAFÍO DE ENCONTRAR INDICADORES DE CALIDAD DE SUELOS (ICS) PARA AGRICULTURA FAMILIAR

Schahovskoy, Nara C., Rojas, Julieta M. y Toledo, Diana M.

EEA INTA Sáenz Peña. RN 95 Km. 1108. Presidencia Roque Sáenz Peña, Chaco, Argentina. schahovskoy.nara@inta.gob.ar

RESUMEN

Actualmente se promueve un manejo sostenible del suelo, donde se lo considera parte de un agroecosistema y un pilar básico de la soberanía alimentaria. Los campesinos son casi la mitad de la población mundial y cultivan al menos el 70% de los alimentos del planeta, generalmente en suelos marginales o urbanos que no son los más fértiles. No existen actualmente trabajos publicados sobre ICS específicamente desarrollados para la agricultura familiar en el NE argentino, pero sí existe un interrogante sobre el estado de los mismos, la posible presencia de contaminantes y la influencia de las prácticas de manejo agroecológicas o convencionales sobre los parámetros de suelo. Además de los indicadores físicos, químicos y biológicos, también sería interesante considerar la percepción de los productores sobre el estado de sus suelos. El objetivo de este trabajo fue realizar una revisión bibliográfica para determinar posibles indicadores o conjuntos de ICS desarrollados para evaluar suelos destinados a la agricultura familiar. Los indicadores sugeridos a partir de ésta búsqueda para estos suelos son: carbono orgánico total, carbono orgánico particulado, pH, conductividad eléctrica, textura, nitrógeno, estabilidad de agregados, fósforo, respiración, micronutrientes, residuos de pesticidas y restos de metales pesados. Con algunos de estos parámetros se podría además elaborar índices que resuman información y sean más fáciles aún como herramienta práctica. Encontrar un conjunto de ICS orientado a estos sistemas facilitará la comprensión del estado de los suelos de las huertas locales y la influencia de las prácticas de manejo sobre los mismos.

Palabras claves: Soberanía alimentaria, huertas, Antrosoles

INTRODUCCIÓN

Actualmente se promueve un manejo sostenible del suelo no sólo para aumentar la productividad, sino porque se lo contempla como parte de un agroecosistema y se lo considera un pilar básico de la soberanía alimentaria.

Hoy en día, tanto la agroecología como la agricultura orgánica se consideran la base de los sistemas de producción de alimentos saludables. La calidad del suelo podría influir en la calidad de los alimentos que las familias consumen diariamente, afectando así a la salud y al bienestar de las personas (Aparicio *et al*., 2015; FAO, 2015). En este sentido, distintas organizaciones relacionadas con la alimentación, tales como la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura (FAO), Movimiento Slow Food y Vía Campesina encaran acciones a escala mundial en favor de la conservación del suelo (Slow food , 2018; Vía Campesina, 2018). Slow Food propone reunir un millón de firmas en toda Europa, solicitando al Parlamento Europeo que reconozca el suelo como un bien común y elabore una ley para su gestión sostenible. El movimiento campesino internacional Vía campesina propuso en la Conferencia de las Naciones Unidas (NNUU) sobre el cambio climático, 2017, que para abordar la crisis climática se debe ir a la raíz del problema: el control de las corporaciones sobre la toma de decisiones y los procesos resultantes de acaparamiento de tierras y aguas, la criminalización de los/las campesinos/as y violaciones de los derechos humanos en las cadenas de suministro transnacionales utilizadas para la producción de alimentos. Por su parte, la FAO ha apoyado el establecimiento oficial del Día Mundial del Suelo como una plataforma global para la sensibilización sobre la importancia de este recurso. La Conferencia de la FAO de junio de 2013, respaldó unánimemente el Día Mundial del Suelo y solicitó su adopción oficial durante la 68ava Asamblea General de las NNUU.

Los campesinos son casi la mitad de la población mundial y cultivan al menos el 70% de los alimentos del planeta (ETC, 2009), generalmente en suelos marginales o urbanos que no son los más fértiles.

Los suelos de huerta se han considerado como una categoría única por la Clasificación de Suelos de la FAO que los clasificó como Antrosoles, o suelos que son modificados por el hombre de forma tal que no conservan las características originales. Sin embargo, los indicadores de calidad de suelo (ICS) más comúnmente estudiados se han aplicado a suelos contaminados en ciudades, suelos sometidos a cambio de uso y suelos agrícolas de sistemas productivos agroindustriales (Zornoza *et al*., 2015; Wilson, 2017). No existen actualmente trabajos publicados sobre ICS específicamente desarrollados para la agricultura familiar en el NE argentino pero sí existen interrogantes sobre el estado de los mismos, la posible presencia de contaminantes y la influencia de las prácticas de manejo agroecológicas o

convencionales en los parámetros de suelo. Otra cuestión importante, como lo planteó Ferrazzino *et al* (2014), es que más allá de los parámetros físicos, químicos y biológicos, sería interesante tener en cuenta cómo los productores perciben la calidad del suelo y qué aspectos deben ser evaluados, y las similitudes y diferencias entre la percepción del productor y el investigador.

En Argentina, el trabajo de promoción de huertas es abarcado en general por las actividades de extensión de instituciones como INTA, que tiene una gran presencia desde el Programa Pro Huerta con promotores en escuelas, instituciones y barrios, y desde el cual se han generado documentos informativos que brindan información general respecto al suelo: orientan en relación a valores de pH, textura y proveen recomendaciones para el abono y mejora del suelo (Shownald & Pescio, 2015; Tannfeld, 2013). Pero estos documentos no profundizan en un análisis global a partir de mediciones de los aspectos del suelo.

El objetivo del presente trabajo fue realizar una revisión sobre la bibliografía local, nacional e internacional para conocer que posibles indicadores o conjuntos de ICS serían específicamente aplicables para evaluar suelos destinados a la agricultura familiar.

MATERIALES Y MÉTODOS

La búsqueda se realizó en el marco de la elaboración del proyecto de tesis doctoral enmarcado en una beca INTA –CONICET denominado "Indicadores e índices de calidad de suelo en huertas convencionales y agroecológicas", orientada a la agricultura familiar específicamente dentro de la Provincia del Chaco, en el NE de Argentina. Se realizó una búsqueda bibliográfica en libros, revistas científicas y sitios web no sólo específicos de suelo, sino también relacionados con la soberanía alimentaria. Además se realizaron entrevistas con promotores de huerta donde se indagó sobre la necesidad de contar con conjuntos específicos de ICS para estos sistemas productivos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En comunicaciones personales, miembros de Pro-Huerta expresaron el interés en el estudio de los ICS para la evaluación de la fertilidad física y química de suelos y especialmente la salinidad. También como punto de partida de la valoración de los suelos destinados a la horticultura en general y del efecto de la introducción de prácticas como el abonado, el riego y la consociación de cultivos de cobertura, aún no implementadas en forma generalizada en las huertas de la zona. Las personas entrevistadas confirmaron la necesidad de información de calidad de suelo de las huertas, y la importancia de poseer más claridad en la evaluación del estado del suelo.

Los indicadores más relevantes hallados en la búsqueda bibliográfica fueron: materia orgánica o carbono orgánico del suelo, pH, conductividad eléctrica y textura (Reeves, 1997; Landa Casigno *et al*, 2013; Zornoza *et al*., 2015; Wilson, 2017). En cuanto a los metales pesados presentes en el suelo se destacó la polución con cadmio y plomo como indicador (Giuffré *et al*., 2005; Sánchez Camezano *et a*l., 1994). Voidarou *et al* (2011), destacaron la presencia de patógenos en el suelo como buen indicador, Doran & Jones (1996) propusieron a la respiración; Dick & Tabatabai (1993), Toledo *et a*l (2015), y Zornoza *et al* (2015) plantean que los cambios en la actividad enzimática son también ICS.

Del total de los ICS de los diferentes conjuntos evaluados, se sugiere que para suelos de huertas familiares serían adecuados materia orgánica o carbono orgánico total (COT) y particulado (COP), pH, conductividad eléctrica, textura, nitrógeno total (NT), estabilidad de agregados, fósforo asimilable, respiración del suelo (RES), micronutrientes, residuos de pesticidas y restos de metales pesados (Tabla 1). Este conjunto se considera que abarca no sólo los aspectos físicos, químicos y biológicos del suelo sino que además tienen un complemento toxicológico que implica la posible calidad de los alimentos obtenidos a partir de esos suelos. Con algunos de estos parámetros se podría también elaborar índices que resuman información y sean más fáciles aún de utilizar como herramienta práctica, tales como el índice de estratificación de carbono orgánico y nitrógeno orgánico, índice de polución con metales, e índices COP/COT; RES/COT y NT/COT.

Por otra parte, no se halló bibliografía relacionada con la percepción de los agricultores familiares sobre la calidad de los suelos de las huertas desde una instancia de contacto entre el investigador y el conocimiento que viene del productor, por lo tanto sería fundamental explorar este aspecto por medio de encuestas y entrevistas previas a la toma de muestras.

Tabla 1. ICS más utilizados e ICS sugeridos para huertas familiares

ICS más utilizados	ICS sugeridos para suelos de agricultura familiar
- Carbono orgánico total/ Materia orgánica (Reeves,1997; Toledo, 2015 Zornoza,2015;) - pH (Zornoza,2015), - Conductividad eléctrica(Zornoza,2015). - Textura (Landa Casigno,2013; Zornoza, 2015;). - Polución con cadmio y plomo (Sánchez Camazano, 1994; Giuffre,2005)., - Presencia de patógenos (Voidarou, 2011; Landa Casigno, 2013). - Respiración del suelo (Doran y Jones, 1996; Sarrantonio, 1996). - Actividad enzimática (Dick, 1993; Toledo, 2015).	Carbono orgánico total/ Materia orgánica Carbono orgánico particulado pH Conductividad eléctrica Textura Nitrógeno total Estabilidad de agregados Fósforo asimilable Respiración del suelo Micronutrientes Residuos de pesticidas Restos de metales pesados

CONCLUSIONES

Después de realizar una revisión respecto a la relación entre ICS y agricultura familiar, se puede concluir que aún falta encontrar un conjunto de ICS orientado a estos sistemas que facilite la comprensión del estado de los suelos de las huertas locales y la influencia de las prácticas de manejo sobre los mismos. Este es un desafío que se intentará resolver por medio del trabajo de tesis que integre las determinaciones prácticas y científicas con la percepción que los productores tienen del estado de sus suelos.

BIBLIOGRAFÍA

- Aparicio, V; E De Gerónimo, K Hernández Guijarro; D Pérez; R Portocarrero & C Vidal. 2015. Los plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiente. INTA. 74 p.
- Dick WA & MA Tabatabai. 1993. Significance potential uses of soil enzymes. In Soil microbial ecology: applications in agricultural environmental management, ed. F.B Metting Junior Marcel Dekker, .95-127. New York.
- Doran, JW & A Jones. 1996. Methods for assessing soil quality. SSSA Special Publ. 49. Soil Science Society of America Inc. Madison, WI.
- ETC: action group on erosion, technology and concentration. 2009. Quién nos alimentará. Grupo ETC. Nº102, noviembre de 2009.
- FAO. 2015. Insignia de los suelos. Roma, Italia. http://www.fao.org/3/a-i3855s.pdf. 01-02-18.
- Ferrazzino A, SE Ratto, V Cervio & L Giuffré. 2014. The perception of Soil Quality of the Southeast Pampa of Argentina and Social Attitudes. International Journal of Business and Social Science. Vol 5.No. 5. April 2014.
- Giuffré L, S Ratto, L Marván, J Schonwald & R Romaniuk. 2005. Riesgo por metales pesados en horticultura orgánica. Ciencia del Suelo (Argentina). 23 (1) 101-106.

- Landa- Cansigno O, JC Durán-Álvarez & B Jiménez – Cisneros. 2013. Retention of *Escherichia coli, Giardia lamblia* cyst and *Ascaris lumbricoides* eggs in agricultural soil irrigated by untreated wastewater, J. Environ. Manag., 128,22-29.
- Reeves, D. 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. Soil Tillage Res. 43: 131-167.alist 2:108-118.
- Sánchez Camazano, M; MJ Sanchez Martín & LF Lorenzo. 1994. Lead and cadmium in soils and vegetables from urban gardens of Salamanca (Spain).The Science of the Total Environmental 146:163-168.
- Shownald, J & F Pescio. 2015. Mi casa, mi huerta: técnicas de agricultura urbana. Ediciones INTA. ISBN 978-987-521-591-7.
- Slow Food. 2018. https://www.slowfood.com/sloweurope/en/soil-is-at-risk-can-we-save-it/. 01-02-18.
- Tannfeld, JR. 2013. La huerta agroecológica de autosustento. EEA Sáenz Peña. INTA.
- Toledo DM, SA Arzuaga, SM Contreras Leiva & S Vazquez.2015. Biological indicators of soil quality in natural and cultivated subtropical systems. Journal of advances in agriculture. V4, n2, 392-397.
- Vía campesina: Movimiento Campesino Internacional. 2018. https://viacampesina.org/es/la-via-campesina-responde-la-cop23-llamado-la-agroecologia-campesina . 01-0218.
- Voidarou C, E Bezirtzoglou.,A Alexopoulos, S Plessas, C Stefanis, I Papadopoulos, S Vavias, E Stravropoulou, K Fotoua, A Tzora & I Skoufos. 2011. Ocurrence of *Clostridium perfringens* from different cultivated soils. Anaerobe, 17, 320-324.
- Wilson, MG (Ed.). 2017. Manual de indicadores de calidad del suelo para las ecorregiones de Argentina. INTA Ediciones.
- Zornoza R, JA Acosta, F Bastida, SG Domínguez, DM Toledo & A Faz. 2015. Identification of sensive indicators to assess the interrelationship between soil quality, management practices and human health. Soil Journal. SOIL, 1, 1–13.

C4P129. MODELADO DE LA DINÁMICA DEL AGUA EN PASTIZALES Y PASTURAS EN SUELOS DE LA PAMPA DEPRIMIDA

Sirimarco, Ximena[1,2*]; Laterra, Pedro[1,3]; Villarino, Sebastián H.[1,2] y Puricelli, Marino[2]

[1]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). [2]Unidad Integrada Balcarce, Facultad de Ciencias Agrarias (UNMdP) - Estación Experimental Agropecuaria Balcarce (INTA), Ruta 226 Km 73,5, Balcarce, Argentina.[3]Fundación Bariloche, Av. Bustillo, San Carlos de Bariloche 9500, Argentina. Argentina. *ximesiri@gmail.com

RESUMEN

El avance de la agriculturización en el país ha traído diferentes consecuencias sobre el medio ambiente, entre ellas la intensificación de la ganadería y el amplio reemplazo de pastizales naturales de bajo valor forrajero por pasturas cultivadas en la Pampa Deprimida. Debido a los frecuentes períodos de sequía-inundación que sufre esta región es importante conocer cuál es el rol de los pastizales en la regulación hídrica. Para entender cómo se modifica el balance hídrico cuando un pastizal natural de alto porte es reemplazado por pasturas, se modeló mediante Hydrus 1D los movimientos verticales de agua en un perfil de 4 metros dominado por pajonales de *Paspalum quadrifarium* (Pj) y bajo pasturas (Pa) sometidas a pastoreo rotativo sobre suelos del tipo Natracuol. Para calibrar y validar los modelos se utilizaron datos de humedad del suelo obtenidos durante dos años consecutivos. Se utilizó el algoritmo de Levenberg-Marquardt para optimizar los parámetros hidrológicos de los diferentes horizontes del perfil. Como condición de borde superior se utilizó la evapotranspiración potencial, la cual se particionó en evaporación y transpiración potencial en base a la ley de Beer's, la precipitación registrada en el lugar y la intercepción de precipitación en los Pj, la cual fue estimada en laboratorio mediante un simulador de lluvia. Como borde inferior se tuvo en cuenta la variación del nivel freático, el cual fue monitoreado durante el período simulado. Se encontraron diferencias en cuanto a la estacionalidad de la partición de flujos hídricos entre Pj y Pa. La intercepción de precipitación en los Pj representa entre un 6-10% del balance anual. El drenaje profundo es mayor en las pasturas. Estas diferencias podrían tener implicancias sobre la capacidad de amortiguar inundaciones en la Pampa Deprimida.

Palabras claves: intercepción, evapotranspiración, Pampa Deprimida.

INTRODUCCIÓN

Durante el siglo XX, la región Pampeana se ha caracterizado por tener un sistema de producción agrícola-ganadero tradicional de bajos insumos (Viglizzo *et al*., 2001). Sin embargo, desde mediados de los años 90 la Argentina ha sido el escenario de un proceso de agriculturización caracterizado por un avance de los sistemas de producción agrícola a expensas de los sistemas de producción pastoriles, quedando este relegado a áreas menos aptas para la agricultura, principalmente en zonas ubicadas en la subregión de la Pampa Deprimida. Esta subregión, ha experimentado un marcado aumento en las cargas animales, en parte explicadas por distintos tipos de mejoramientos de sus recursos forrajeros (Modernel *et al*., 2016). Como consecuencia se ha producido una disminución en la cobertura de pastizales naturales de alto porte (Herrera, *et al*., 2005; Lara & Gandini, 2013), los cuales por tener un bajo valor forrajero, pajonales dominados por *Paspalum qudrifarium*, (Vignolio *et al*. 2003) han sido reemplazados por pasturas implantadas (*Agropyron sp o Festuca arudinacea*) que forman parte un manejo rotativo. Este manejo consiste generalmente en 3-6 años de pasturas y luego, cuando las condiciones de humedad de suelo son favorables, cultivos anuales. En otros casos, los pastizales son manejados de modo tal que domina una matriz de pastos cortos con parches de Pj, con una alta frecuencia de especies de los géneros Stipa, Piptochaetium, Melica, Paspalum, Poa, Bothriochloa, Sporobolus, Mentha y Carduus (Herrera et al., 2005).

Los cambios en el uso de suelo pueden producir cambios en los flujos de agua, modificando los balances de agua de una cuenca (Nosetto *et al*., 2012; Nosetto *et al*., 2015) y pueden significar cambios en la provisión de servicios ecosistémicos (SE). Existen trabajos en la región donde se describe muy bien cómo los cambios en el uso del suelo afectan la provisión de SE (Barral *et al*., 2012). Booman *et al*. (2012) encontraron relaciones entre los cambios de uso de la tierra (pasturas a cultivos; pastizales a pasturas) y la acumulación de agua en superficie en una cuenca de la Pampa Deprimida.

El objetivo general de este trabajo es entender cómo varía la dinámica de agua cuando los pastizales naturales son reemplazados por pasturas naturalizadas. Como caso de estudio, hemos seleccionado una de las comunidades vegetales dominantes en las condiciones más prístinas de los suelos Natracuoles de la Pampa Deprimida, los pajonales dominados por *Paspapalum quadrifarium*, y una de sus comunidades de reemplazo más frecuentes, las pasturas dominadas por *Agropyron sp y Festuca arudinacea*. Los objetivos específicos consistieron en estimar la intercepción del agua de lluvia

pajonales mediante pruebas en laboratorio con simulador de lluvia y modelar la partición de flujos hídricos (evaporación – transpiración – intercepción - infiltración) mediante el modelo de simulación Hydrus 1D en pajonales y pasturas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitios de estudio

Los sitios de estudio se encuentran ubicados en el partido de Ayacucho, Provincia de Buenos Aires, dentro de la subregión de la Pampa Deprimida. La zona presenta un clima templado húmedo, con una precipitación anual media de 1000 mm, alternando épocas de sequía e inundaciones, y una temperatura anual media de 14 °C (Soriano *et al*, 1991). Se seleccionaron dos establecimientos (ubicados uno al lado del otro) y, en cada uno, se ubicaron dos parcelas pareadas con diferentes coberturas. Una de las coberturas estaba dominada por pajonal (Pj) con matas de *Paspalum quadrifarium* de altura promedio mayor a 60 cm llegando a 120 cm en verano y zonas inter-matas cubiertas por una densa capa de broza de material vegetal muerto El pastoreo de este pajonal está normalmente restringido a los meses de verano. La otra cobertura es una pastura naturalizada, originalmente sembrada con *Agropyron sp y Festuca arudinacea* (Pa) manejadas en sistema de pastoreo rotativo. La composición y el manejo descripto para cada cobertura tienen al menos 20 años de antigüedad (información brindada por el encargado de los establecimientos) y tienen la misma posición topográfica y tipo de suelo (Natracuol típico), el cual presenta un horizonte de drenaje lento (Godz *et al*., 1994) ubicado a una profundidad de 40-50 cm.

Medición de los componentes del balance de agua

En cada una de las parcelas se instalaron sensores de humedad (EC5 Decagon) conectados a data loggers (Em5b Analog Decagon) y se registraron los contenidos de humedad volumétrica a escala horaria. Luego se promediaron los datos para llevarlos a escala diaria. Los sensores fueron instalados a cuatro profundidades diferentes (15, 30, 45 y 60 cm) para poder detectar los flujos de agua verticales. La instalación de los sensores fue realizada a 10 m de los límites de las parcelas a fin de evitar el efecto borde. Los sensores ubicados en los pajonales se instalaron al pie de una mata de pajonal. El monitoreo de la humedad del suelo fue realizado desde octubre de 2015 hasta diciembre de 2017. En una parcela de Pj y en una de Pa se realizó un pozo para monitorear las variaciones del nivel freático. En el pozo de Pj se instalaron data loggers de nivel de agua (HOBO Water Level Loger U20L-04) y se registraron los valores cada dos horas. Los mismos luego fueron promediados a escala diaria. En el pozo de Pa se registraros los valores midiendo manualmente una vez por mes. Los eventos de precipitación fueron registrados diariamente por el encargado del establecimiento. La información meteorológica fue obtenida de la estación meteorológica más cercana (INTA Balcarce) ubicada a 45 km de los establecimientos.

Estimación de la intercepción de precipitación en pajonales

En este trabajo definimos a la intercepción de precipitación como la cantidad de agua que es retenida por el follaje en un evento de precipitación. Para estimar la intercepción de precipitación de los pajonales se realizaron experimentos en el laboratorio utilizando un simulador de lluvia compuesto por un aspersor (Cerdá *et al*., 1997). La presión del agua aplicada por el simulador fue previamente calibrada para determinar la intensidad y el coeficiente de uniformidad (CU) (Pizarro, 1996). Finalmente, se utilizó una presión de 0,75 atm dado que la misma produjo una intensidad de precipitación de 41 mm h^{-1} (desvío estándar = 1 mm y n = 6) que coincide con la intensidad precipitación más recurrente en la región (Puricelli, 2014). El CU fue de 91 (desvío estándar = 2 y n = 6).

Para determinar la intercepción de precipitación, se cortaron nueve matas de pajonales desde su base, previamente se ató la base para evitar que la mata se desarme y se colocaron en macetas de plástico a las que se le removió la base (Thurow *et al*., 1987). Se tomó una fotografía cenital a cada una las matas para estimar la cobertura de la misma. Luego se demarcó un círculo en la zona de la mata más densa y se calculó el área de dicho círculo para estimar la superficie de la mata. Se pesó y se colocó cada mata en el centro del simulador de lluvia. En cada una de las nueve matas se aplicaron tres eventos de precipitación con diferentes duraciones: 5, 10 y 30 min. Una vez terminado el evento de precipitación, se dejó drenar la mata durante dos minutos y luego se la pesó. El agua interceptada por la mata se calculó por diferencia de peso entre la planta seca y mojada. Por último, en base a la superficie de la mata, se estimaron los mm interceptados por superficie de mata. Se ajustaron modelos lineales para evaluar la relación entre el peso y/o área de la mata y los mm interceptados en cada evento de precipitación duración.

Modelado hidrológico

Se utilizó el modelo Hydrus-1D para simular el flujo vertical de agua en el suelo. El mismo se basa en la ecuación de Richards y permite estimar la tasa de infiltración, el escurrimiento superficial, el drenaje profundo y la evapotranspiración, ya que incluye un término que considera la absorción de agua por parte de las raíces (Simunek, 1998). Se utilizó la función de Van Genuchten (1980) para estimar diferentes parámetros de suelo (Nosetto *et al*., 2012; Zhao *et al*., 2010).

Se definió un perfil de 4 m dividido en 4 subzonas y 4 materiales diferentes basándonos en los horizontes de un perfil de un suelo Natracuol típico y sus texturas. Los parámetros hidráulicos de cada subzona fueron ajustados mediante un algoritmo de optimización Levenberg-Marquardt que está implementado en Hydrus-1D. Se utilizaron los valores de humedad observados en cada sensor en cada cobertura (Pj y Pa) durante el año 2016 para calibrar los parámetros hidráulicos y los valores observados durante el año 2017 para validarlos. Cada sensor está ubicado en una subzona diferente, por lo que se establecieron nodos de observación ubicados a las mismas profundidades de los sensores de humedad (15, 30, 45 y 60 cm). Los parámetros de humedad volumétrica residual (θr) y de saturación (θs) fueron estimados a partir de los mínimos y máximos valores observados en los sensores de humedad en periodos de déficit hídrico en verano y de intensas lluvias en invierno. La optimización del modelo fue evaluada mediante la raíz del cuadrado medio del error (RMSE).

Se estableció como condición de borde superior las condiciones atmosféricas (precipitación y evapotranspiración de referencia (ET_0)) con acumulación de agua en superficie. La ET_0 fue estimada a partir la ecuación de la FAO Penman-Montieth (Allen et al., 1998) utilizando datos diarios de la estación meteorológica INTA Balcarce. La partición entre evaporación (Ep) y transpiración (Tp) potencial se basó en la ley de Beer's (Ritchie, 1972), utilizando los datos de ET_0, fracción de cobertura vegetal del suelo, estimados a partir del coeficiente de extinción (K) (K de Pj = 0,36 y K de Pa = 0,463) y del índice de área foliar (IAF). El K y el IAF para Pj se estimaron a partir de Kiniry et al. (1999) para una gramínea de similares características. Para los Pa, el IAF y el K se estimó a partir de la ecuación propuesta por el modelo Hydrus-1D (IAF = 0,24 * Altura de la pastura). Debido a que los Pj tienen una gran cantidad de broza que actúa impidiendo la entrada y salida de agua al perfil del suelo durante mediados del otoño, invierno y principio de primavera (observado en los valores de humedad del suelo), se establecieron como valores de Ep y Tp iguales a 0,1 y 0 mm*día^{-1}, respectivamente, durante dicho periodo. Por otro lado, se estableció un valor de intercepción de precipitación en Pj igual a 1,6 mm para cada evento de precipitación (obtenido de la estimación de intercepción de agua en pajonales). Este valor fue sustraído a cada evento de precipitación ingresado al modelo. En las Pa no se tuvo en cuenta la intercepción, ya que la biomasa es considerablemente menor y muchos trabajos la consideran despreciable (Nosetto *et al*., 2012). Se estableció como condición de borde inferior el nivel de la napa freática monitoreada durante el periodo de estudio. La distribución de raíces para Pj establecida se basó en las estimaciones realizadas por Sakalauskas *et al*. (2001) hasta una profundidad máxima de 1 m y para las Pa se asumió una distribución lineal de raíces en forma decreciente desde la superficie hasta su máxima profundidad (0,6 m) (Nosetto *et al*., 2012). Se utilizó el modelo Feddes (Feddes *et al*., 1978) de absorción de agua por las raíces, con los parámetros ajustados para pastura (Wesseling, 1991).

Las condiciones de humedad iniciales utilizadas fueron las observadas para el 15 de noviembre de 2015. El modelo se corrió desde esta fecha hasta el 31 de diciembre de 2017. El año 2016 se caracterizó por presentar una temperatura media de 15 °C y una precipitación acumulada de 687 mm. El año 2017 presentó una temperatura media de 15,3 °C y una precipitación acumulada de 1083 mm.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Intercepción de precipitación en pajonales

El peso y el área de las matas de pajonal no tuvieron efecto sobre la intercepción de precipitación (Tabla 1). Por lo tanto, se calcularon los valores medios de intercepción de las 9 matas en cada evento de precipitación simulado. En un evento de precipitación 41 mm*h^{-1} durante 5, 15 y 30 min, la intercepción media fue de 1,43 mm (desvío estándar: 0,43), 1,61 mm (desvío estándar: 0,19) y 1,97 mm (desvío estándar: 0,4). Estos valores de intercepción son similares a los propuestos por algunos modelos hidrológicos *(e.g.* WetSpa) para pastizales de características parecidas. La intercepción es un componente del balance de agua que debe ser tenido en cuenta especialmente cuando la lámina de precipitación es baja, ya que la proporción que representa el agua interceptada respecto al total de agua precipitada disminuye al aumentar la lámina de precipitación. Por otra parte, la intercepción real que ocurre en condiciones de campo puede variar en gran medida debido a factores como la intensidad de las precipitaciones, la velocidad el viento y la arquitectura de las plantas.

Debido a limitantes prácticas para estimar la intercepción y a las restricciones propias del modelo Hydrus-1D, en este trabajo se utilizó un único valor de intercepción de agua (1,6 mm) para realizar las simulaciones en los Pj.

Tabla 1: Resumen del análisis de la varianza (ANOVA) para evaluar los efectos la duración del evento de precipitación: Tiempo (min), el peso (g) y el área (cm^2) de las matas de pajonal sobre la intercepción de agua. GL: grados de libertad, SC: suma de cuadrados, SCM: suma de cuadrados medios.

Modelo ajustado: Intercepción ~ Tiempo + Peso + Peso*Tiempo						Modelo ajustado: Intercepción ~ Tiempo + Área + Área*Tiempo					
	GL	SC	SCM	Valor F	Valor p		GL	SC	SCM	Valor F	Valor p
Peso	1	0,3	0,3	3,2	0,09	Área	1	0,19	0,19	1,91	0,18
Tiempo	2	1,36	0,68	7,26	0,004*	Tiempo	2	1,36	0,68	6,94	0,005*
Peso*Tiempo	2	0,13	0,07	0,7	0,51	Área*Tiempo	2	0,15	0,08	0,78	0,47
Residuales	21	1,96	0,09			Residuales	21	2,06	0,1		

Modelado hidrológico

La calibración de los parámetros del suelo utilizando el algoritmo de optimización Levenberg-Marquardt que propone Hydrus-1D, fue satisfactoria logrando buenos ajustes para todas las capas simuladas en ambas vegetaciones (Figura 1), siendo los RMSE siempre menores a 0,08. Este algoritmo fue utilizado previamente por Zhao *et al*., (2010) en un modelado similar para pasturas y también tuvo muy buenos ajustes. La validación también tuvo un buen desempeño (RMSE < 0,05), aunque 3 subzonas no pudieron validarse debido a fallas de funcionamiento de los sensores (RMSE = "Sin datos" Figura 1).

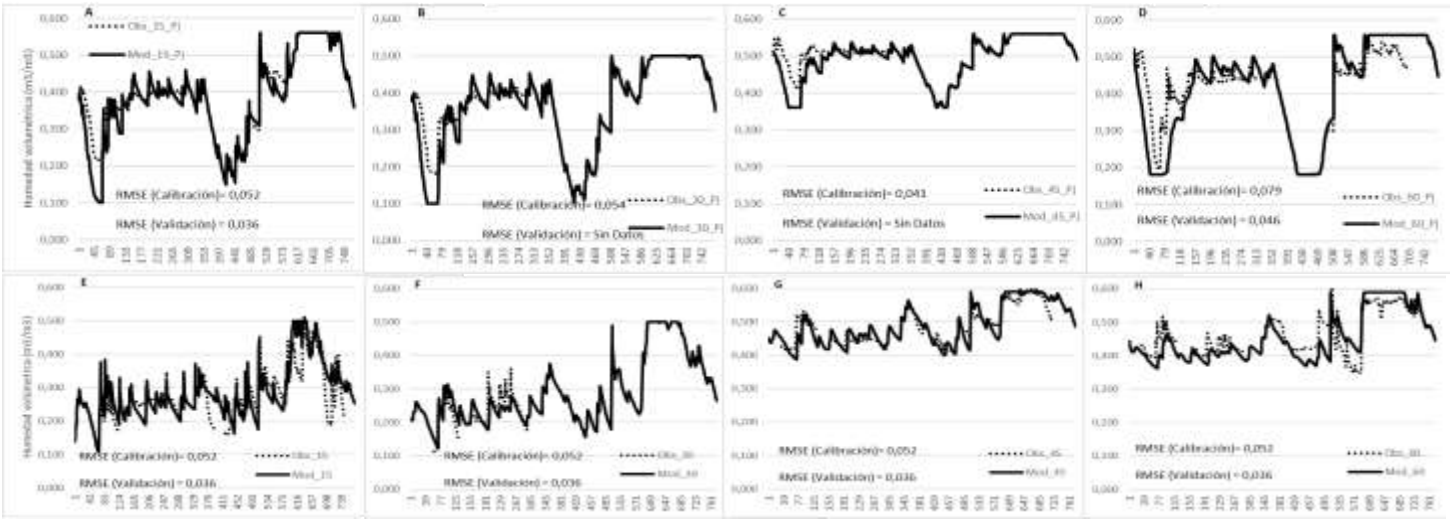


Figura 1: Humedad volumétrica del suelo modelada (líneas llenas) y observada (línea punteada) a 4 profundidades diferentes en Pj (A-D) A) 15cm B) 30cm C) 45cm D) 60cm y Pa (E-H) E) 15cm F)30cm G) 45cm H) 60cm. Ejes horizontales indican los días modelados desde 15/11/2015 (día 1) al 31/12/2017 (día 779).

La dinámica de agua en el perfil de suelo fue diferente entre los Pj y las Pa. Los perfiles con Pj se secaron (durante el verano) y humedecieron (durante el invierno) más rápido que los perfiles de las Pa (Figura 2), probablemente debido a la mayores tasas de transpiración promedio que presentan los Pj durante el verano (T_{pj}=0,46 cm*dia^{-1}) respecto a las Pa (T_{Pa}= 0,14 cm*dia^{-1}) y a que las Pa tienen tasas de transpiración promedio más constante durante el año (Figura 3). Las tasas de transpiración de las Pa durante el otoño y el invierno fueron 0,19 cm*dia^{-1} y 0,08 cm*dia^{-1}, respectivamente, mientras que las tasas del Pj fueron 0,04 durante el otoño y nulas durante el invierno. Sin embargo, a escala anual, las tasas promedio de transpiración de los Pj (T_{pj} = 0,27 cm*dia^{-1}) son levemente mayores a las tasas de las Pa (T_{Pa}= 0,11 cm*dia^{-1}).

En un año seco como el 2016, el agua en el perfil de suelo con Pj es menor debido a una mayor ET acumulada anual (615 mm) que las Pa (554 mm) como se ve en la Figura 4. Además, las pérdidas por intercepción en el Pj fueron 69 mm (representando un 10% del balance anual). Esto puede ser visto como una ventaja desde el punto de vista del SE de amortiguación de inundaciones, ya que un perfil con Pj estaría más seco (Figura 2) teniendo mayor capacidad de almacenar el agua proveniente de precipitaciones extremas. El año 2017 fue un año con excesos hídricos y, si bien ambos perfiles quedaron saturados durante el invierno, el aporte de agua a la napa por parte de las Pa fue mucho mayor (Dp = 212,9 mm) respecto al aporte de los Pj (Dp = 72,2 mm), Figura 4. Cuando nos referimos a Dp hablamos de flujo de agua que excede los 4 m de profundidad. Sin embargo, la ET fue menor en Pj debido a una menor transpiración durante el

verano respecto al año anterior, la cual no llegó ser compensado por los 75 mm interceptados por los pajonales, 6% del balance anual (Figura 4).

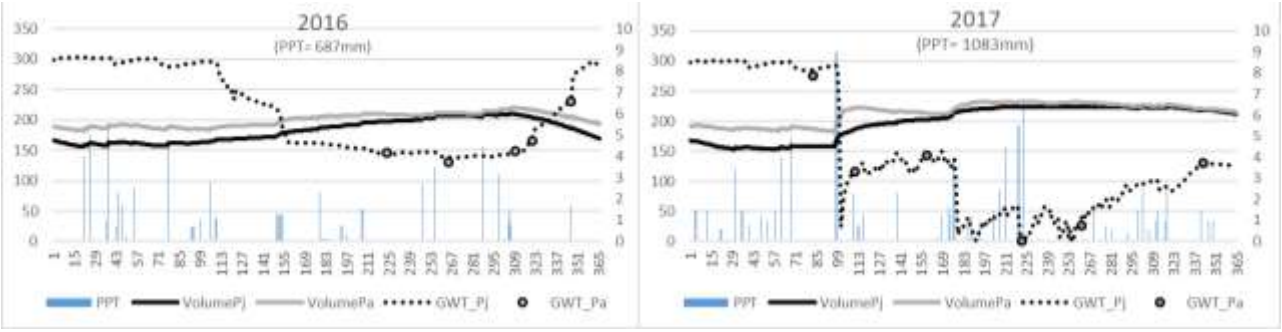


Figura 2: Volumen de agua modelada (eje vertical izquierdo: cm) en los perfiles de 400cm en pasturas (VolumePa) y pajonales (VolumePj) en el año 2016 y 2017. Entre paréntesis se indica la precipitación acumulada en cada año. Las barras (azules) indican los eventos de precipitación (eje vertical derecho: cm). GWT_Pj indica la profundidad de la napa medida diariamente y GWT_Pa la profundidad de la napa medida en la pastura en días puntuales.

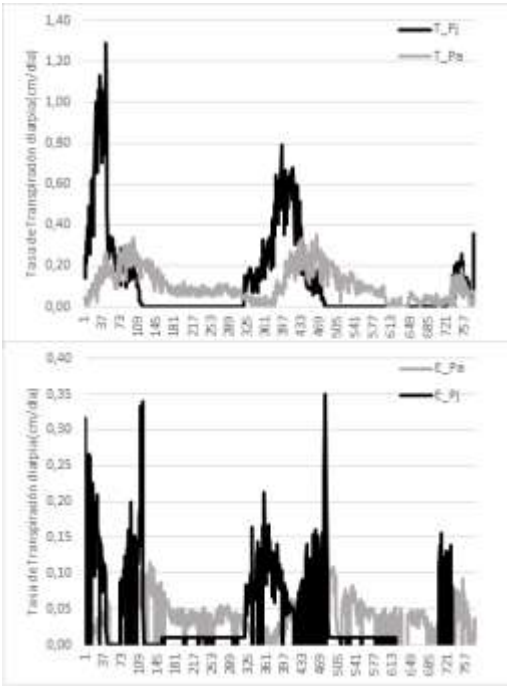


Figura 3: Tasa de Transpiración (T) y Evaporación (E) real (cm) simulada en Hydrus 1D para pajonales (Pj) y pasturas (Pa) para el periodo 1/1/2016 (día 1) al 31/12/2017 día (731).

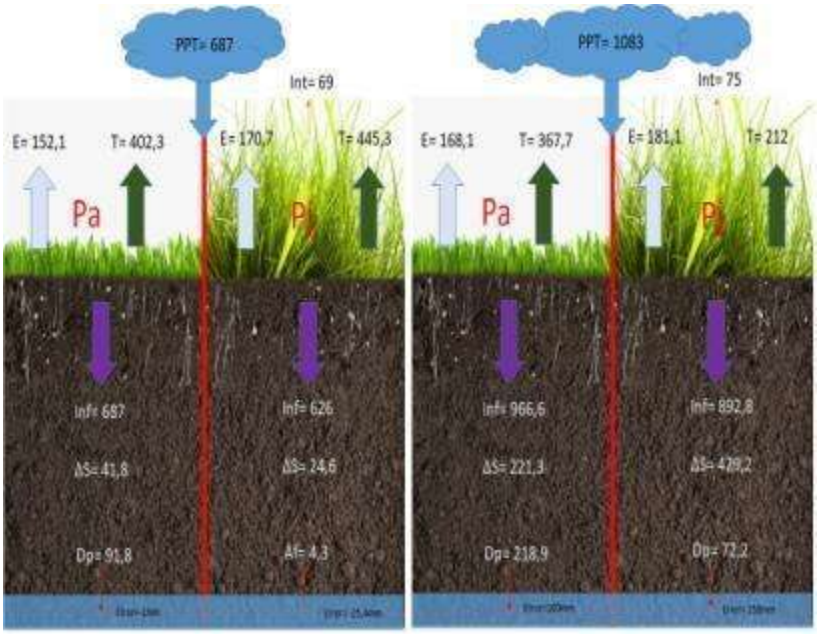


Figura 4: Flujos de agua (mm/año) modelados en Hydrus 1D. A la izquierda se encuentra los flujos de agua del año 2016 y a la derecha del año 2017 en pajonales (Pj) y pasturas (Pa). PPT= precipitación acumulada anual, E= Evaporación, T= Transpiración, Int= Intercepción, Inf= Infiltración, ΔS = cambios en el agua almacenada en el perfil (0-400cm), Dp= Drenaje profundo (flujo negativo a 400cm), Af= Ascenso capilar (flujo positivo a 400cm). Se indican los errores del balance modelado.

Se destaca que el balance hídrico del año 2017 presentó un error (error en la suma de los flujos hídricos) importante (Figura 4), tanto en el Pj como en la Pa. Uno de los motivos podría ser que al haber sido un año húmedo se generaron condiciones de anegamiento durante varios días y estas condiciones podrían haber causado un escurrimiento superficial que el modelo no considera. Otro motivo pudo haber sido la subestimación de evaporación directa desde la superficie.

CONCLUSIONES

En este trabajo se logró hacer una primera aproximación al modelado eco-hidrológico de pastizales naturales en la región Pampeana. Como parte del modelado, se estimó la intercepción del agua de precipitaciones en los Pj y se evaluó su

importancia en el balance de agua. La misma represento entre un 6 y un 10% del balance de agua anual. A pesar de no haber encontrado grandes diferencias en la ET anual entre Pj y Pa, si se hallaron diferencias en la estacionalidad de la ET y se reconoció la importancia de la misma sobre la dinámica del agua y su potencial impacto sobre el SE de amortiguación de inundaciones. Estos resultados abordaron una temática poco explorada en la región y contribuyen a mejorar nuestro entendimiento de los efectos del reemplazo de Pj por Pa sobre la dinámica hídrica de la región.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo se enmarca en proyectos financiados por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Técnica de Argentina (PICT-2012-0607; PICT-2015-0672) y el Institute for Global Change Research (IAI) CRN3095 que es apoyado por la US National Science Foundation (Grant GEO-1128040). El primer autor es becario doctoral del CONICET y este trabajo es parte su tesis doctoral desarrollada en la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad Nacional de Mar del Plata.

BIBLIOGRAFÍA

- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration. Guidelines for Computing Crop Water Requirements. Irrigation and Drainage Paper. 56. FAO. Rome. 300 p
- Barral, M. P., & Oscar, M. N. 2012. Land-use planning based on ecosystem service assessment: A case study in the Southeast Pampas of Argentina. Agr Ecosyst Environ. 154, 34-43.
- Booman, G. C., Calandroni, M., Laterra, P., Cabria, F., Iribarne, O., & Vázquez, P. 2012. Areal changes of lentic water bodies within an agricultural basin of the Argentinean Pampas. Environ Manage. 50(6). 1058-1067.
- Cerdá, A., S., Ibáñez, & A. Calvo. 1997. Design and operation of a small and portable rainfall simulator for rugged terrain. Soil Technol. 11(2), 163-170.
- Feddes, R.A., P. J., Kowalik, H. Zaradny. 1978. Simulation of Field Water Use and Crop Yield. John Wiley and Sons, New York, NY.
- Godz, P., J. L., Costa & R. Gonzalez Belo. 1994. Mezcla de horizonte en un natracuol de la Pampa Deprimida. Buenos Aires, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria Argentina No. 121. Balcarce. Argentina.
- Kiniry, J. R., C. R., Tischler & G. A., Van Esbroeck. 1999. Radiation use efficiency and leaf CO2 exchange for diverse C4 grasses. BIOMASS BIOENERG. 17(2), 95-112.
- Herrera, L. P., V. G., Hermida, G. A. Martínez, P. Laterra, & N. Maceira. 2005. Remote sensing assessment of Paspalum quadrifarium grasslands in the Flooding Pampa, Argentina. Rangeland Ecol Manag. 58(4), 406-412.
- Lara, B., & M. Gandini. 2013. Nuevo aporte para la distribución del Paspaletum en el centro de la provincia de Buenos Aires. Revista de la Asociación Argentina de Ecología de Paisajes. 4, 1-12.
- Nosetto, M. D., E. G. Jobbágy, A. B. Brizuela & R. B. Jackson. 2012. The hydrologic consequences of land cover change in central Argentina. Agr Ecosyst Environ. 154, 2-11.
- Nosetto, M. D., R. A. Paez, S. L. Ballesteros & E. G. Jobbágy, E. G. 2015. Higher water-table levels and flooding risk under grain vs. livestock production systems in the subhumid plains of the Pampas. Agr Ecosyst Environ. 206, 60-70.
- Modernel, P., Rossing, W. A., Corbeels, M., Dogliotti, S., Picasso, V., & Tittonell, P. 2016. Land use change and ecosystem service provision in Pampas and Campos grasslands of southern South America. Environ Res Leitt. 11(11), 113002.
- Pizarro, Fernando. 1996. Riegos localizados de alta frecuencia (RLAF): Goteo, microaspersión, exudación. 3ª ed. Mundi-Prensa. Madrid. 513 p.
- Puricelli, M. 2014. Actualización y análisis de las curvas intensidad-duración-frecuencia para la localidad de Balcarce, provincia de Buenos Aires, Argentina Update and analysis of intensity-duration-frequency curves for Balcarce, Buenos Aires province, Argentina. Revista de Geología Aplicada a la Ingeniería y al Ambiente. 32, 61-70
- Ritchie, J.T., 1972. Model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. Water Resour. Res. 8 (5), 1204–1213.
- Sakalauskas, K. M., J. L. Costa, P. Laterra, L. Hidalgo & L. Aguirrezabal. 2001. Effects of burning on soil-water content and water use in a Paspalum quadrifarium grassland. Agr Ecosyst Environ. 50(2), 97-108.
- Simunek, J., M. Sejna, & M. T. van Genuchten. 1998. The HYDRUS-1D software package for simulating the one dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Version 2.0. IGWMC-TPS-70. Int. GroundWater Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden.
- Soriano, A., R. J. C. León, O. Sala, R. Lavado, V. A. Deregibus, M. A. Cauhepe, & J. H. Lemcoff, J. H. 1991. Río de la Plata Grasslands. En: Ed. RT Coupland: 'Ecosystems of the world 8A. Natural grasslands. Introduction and Western Hemisphere'. pp. 367–407.
- Thurow, T. L., W. H. Blackburn, S. D. Warren & C. A. Taylor Jr. 1987. Rainfall interception by midgrass, shortgrass, and live oak mottes. J Range Manage. 455-460.
- van Genuchten, M.T., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 44, 892–898.
- Vignolio, O.R., P. Laterra, O.N. Fernández, M.P. Linares y A. Giaquinta 2003. The effects of fire frequency on survival, growth and fecundity of Paspalum quadrifarium (Lam.) in a grassland of the Flooding Pampa (Argentina). Austral Ecol. 28. 263–270
- Viglizzo, E. F., F. Lértora, A. J. Pordomingo, J. N. Bernardos, Z. E. Roberto, & H. Del Valle. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. Agr Ecosyst Environ. 83(1-2), 65-81.
- Wesseling, J.G., 1991. Meerjarige simulaties van grondwateronttrekking voor verschillende bodemprofielen, grondwatertrappen en gewassen met het model SWATRE, Report 152, Winand Staring Centre, Wageningen (in Dutch).
- Zhao, Y., S. Peth, R. Horn, J. Krümmelbein, B. Ketzer, Y. Gao & X. Peng. 2010. Modeling grazing effects on coupled water and heat fluxes in Inner Mongolia grassland. Soil Till Res. 109(2), 75-86.

C4P130. RELACIÓN ENTRE PROPIEDADES DEL SUELO, CALIDAD Y PRODUCTIVIDAD DE *"Triticum aestivum"* BAJO DOS SISTEMAS DE LABRANZA

Sokolowski Ana C.[1], Paladino Ilena R.[1,2], Barrios Mónica B.[1], Wolski José E.[1], Gagey María C.[1], De Grazia Javier[1], Rodríguez Hernán A.[1], Debelis Silvina[1], Rodríguez Frers Eric P.[1] y Buján Alfonso[1]

[1]Universidad Nacional de Lomas de Zamora, FCA. [2]Instituto de Suelos, CNIA, INTA. soko576@hotmail.com

RESUMEN

El suelo y las prácticas de manejo como las rotaciones de cultivos y el sistema de labranza, modifican las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos. Estas propiedades afectan la productividad y calidad industrial de los cultivos, entre ellos al trigo. La producción de trigo, de los últimos años, deberá responder a la demanda de los consumidores y a las exigencias de la industria, asimismo, la calidad del grano dependerá del fin para el que ha de ser utilizado. Al momento de pensar en factores edáficos que modifican la calidad del trigo, la materia orgánica, el contenido y disponibilidad de nutrientes son propiedades químicas que deben ser tenidas en cuenta. La fracción lábil de la materia orgánica y del nitrógeno del suelo son indicadores de los cambios generados por el manejo. El objetivo de este trabajo fue determinar la relación entre propiedades de un suelo bajo rotaciones de cultivos con dos sistemas de labranza y la calidad y productividad de un cultivo de trigo. Sobre el suelo se determinó estabilidad de agregados, densidad aparente, pH, conductividad eléctrica, fósforo extractable, carbono orgánico total, carbono orgánico asociado a la fracción mineral (< 53 µm) y carbono orgánico particulado (> 53 µm); sobre el cultivo se determinó rendimiento, peso de mil granos, altura de planta a cosecha e índice de área foliar máximo; y sobre el grano de trigo se midió cenizas totales, trabajo de deformación, proteína bruta, gluten y actividad amilásica. Solo proteína bruta y trabajo de deformación se relacionaron con propiedades del suelo (Carbono orgánico total y asociado a la fracción mineral). En este trabajo, si bien el carbono orgánico total fue superior bajo siembra directa respecto de labranza convencional, el efecto de la compactación sobre las raíces resultó ser más importante para definir las variables de productividad del cultivo.

Palabras claves: carbono orgánico, sistema de labranza, cultivos.

INTRODUCCIÓN

La productividad de un cultivo es resultado de la interacción suelo, ambiente y manejo (Campitelli *et al.*, 2010). En este sentido, prácticas como la rotación de cultivos y la labranza, influyen sobre el funcionamiento del suelo y el comportamiento del cultivo, condicionando las relaciones suelo-planta (Domínguez *et al*., 2005). Por otro lado, una deseable calidad de suelos refiere a una alta productividad sin afectar al suelo o ambiente (Govaerts *et al*., 2006). Los atributos químicos de suelo más sensibles a los cambios producidos por las prácticas de manejo son la materia orgánica y la disponibilidad de nutrientes (Carter, 2002). El sistema de labranza modifica el contenido de materia orgánica (Galantini *et al.*, 2008) y de N en el suelo generando cambios en los ciclos de los nutrientes (Díaz-Zorita *et al*., 2004). Las fracciones lábiles del carbono son indicadores tempranos, y más sensibles, de los cambios en las propiedades del suelo debido a las prácticas de manejo (Carter, 2002; Galantini y Suñer, 2008; Ferrary-Laguzzi *et al.*, 2014; Bustos, 2016). Un método de fraccionamiento empleado para compartimentalizar el carbono orgánico del suelo es el propuesto por Cambardella y Elliott (1992) que plantea la separación física del carbono en una fracción lábil o carbono orgánico particulado correspondiente a la fracción entre 50 µm y 2000 µm y una fracción no lábil o asociado a la fracción mineral menor a 50 µm (Diovisalvi *et al.*, 2008). Respecto a los atributos físicos de suelo a tener en cuenta, una de las propiedades de mayor importancia desde el punto de vista agronómico es la estructura, ya que gobierna las relaciones hídricas suelo-planta así como la aireación y el flujo de gases (Gutiérrez *et al.*, 1999). En este sentido, la estabilidad de la estructura es una propiedad altamente dinámica y por lo tanto, puede comportarse como un indicador sensible de calidad de suelos (Doran & Parkin, 1994). Asimismo, es ampliamente reconocido que la compactación afecta tanto, al crecimiento radical como la disponibilidad de aire y agua para las plantas (Baver *et al*., 1972) ya que compromete al sistema poroso. Una propiedad que se utiliza como indicadora de compactación es la densidad aparente (Greendland, 1981). La densidad aparente puede variar por causas de manejo que afecten la macroporosidad, tales como laboreo, operaciones con maquinaria pesada, pisoteo animal, entre otras, y por tal motivo, es una propiedad ampliamente utilizada en la Región Pampeana (Álvarez *et al.*, 2006; Álvarez & Taboada, 2008; Quiroga *et al*., 2009).

El desarrollo agroindustrial y la evolución en las recomendaciones nutricionales en la alimentación humana exige productos diferenciados por calidad (Gaggioli *et al*., 2015). La calidad buscada depende del fin último del producto, es decir para elaborar pan, pasta o galletitas. En la comercialización de trigo se puede tener en cuenta: materias extrañas, granos dañados, peso de mil granos, proteína bruta, actividad amilásica, humedad, porcentaje de extracción de harina, cenizas totales, gluten o el trabajo de deformación (Cuniberti, 2005). La proteína es parcialmente determinante de la calidad industrial, asociada con el gluten (Alzueta *et al*., 2008; Pinilla-Quezada & Herrera-Floody, 2008). Sempé & Chidichimo (2004) encontraron menor calidad de harina de trigo bajo siembra directa. En el SE bonaerense, al comparar los rendimientos de trigo entre sistemas de labranza, donde se incluye a la siembra directa, se encontró que estos son iguales o menores con este sistema (Lázaro *et al*., 2004). Tampoco se ha establecido que la siembra directa tienda a incrementar el contenido proteico o gluten húmedo (Golik *et al*., 2009), que muestran, en particular éste último, una variabilidad asociada al ambiente (Cuniberti *et al*., 2004). El rendimiento de trigo depende del clima y las propiedades edáficas (Galantini *et al*., 2004). Los sistemas con escasa remoción del suelo no alcanzan el rendimiento de la labranza convencional, indicando que otros factores como la restricción del crecimiento de raíces y tallo como consecuencia de una mayor compactación o endurecimiento superficial limitarían el rendimiento de trigo (Balbuena *et al*., 1996). Muchas propiedades edáficas que contribuyen a explicar el rendimiento del cultivo se encuentran altamente correlacionadas, por ello es necesario evaluar estadísticamente todas estas variables simultáneamente y la correlación entre ellas (Landriscini *et al.*, 2015), permitiendo establecer aquellas propiedades que mejoran el rendimiento. Por ejemplo, en maíz se encontró una asociación positiva entre rendimiento y materia orgánica del suelo (Domínguez *et al.*, 2006). El objetivo de este trabajo fue determinar la relación entre algunas propiedades del suelo y variables de calidad y productividad del cultivo de trigo, en un ensayo bajo rotaciones de cultivos con dos sistemas de labranza.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se cuenta con un ensayo instalado en el campo experimental de la Comisión Nacional de Energía Atómica ubicado en el Partido de Ezeiza, Buenos Aires, subregión de Pampa Ondulada. El área del ensayo posee relieve normal y pendiente media del 1%, el suelo es su estado natural es un Argiacuol vértico (Soil Survey Staff, 2010), imperfectamente drenado, pH neutro a ligeramente ácido y bien provisto de materia orgánica, N y P. El ciclo agrícola presentó la siguiente rotación: trigo/soja2º (2006/07); maíz (2007/08); soja1º (2008/09); trigo (2009); maíz (2010/11); soja1º (2012/13); maíz (2013/14); trigo (2014) y pastura (2015). Las muestras de suelo se tomaron previo a la implantación del cultivo de trigo de ciclo corto Klein, Taurus en 2014. A partir de tres plantas por parcela, se determinó el Índice de Área Foliar Máximo (IAFm) con el programa Iproplus y Altura de plantas a cosecha (HC). El Rendimiento en grano (R) se determinó a partir de la cosecha de una subparcela de 4 m^2 (2 m x 2 m) de cada parcela elemental y se expresó en $kg*ha^{-1}$. Sobre las mismas muestras se determinó Peso de Mil Granos (PMG) y las variables de calidad en laboratorio.

Las determinaciones de suelo se realizaron sobre una muestra compuesta de cada parcela, en una profundidad de 0-10 cm. El Carbono Orgánico Total (COT) se determinó por el método de Walkey-Black (Jackson, 1976). El fraccionamiento físico de los componentes del carbono orgánico se realizó por la técnica descripta por Cambardella y Elliot (1992). Se obtuvieron dos fracciones: el Carbono Orgánico asociado a la fracción Mineral, menor a 53 µm (COM) y el Carbono Orgánico Particulado mayor a 53 µm (COP), sobre cada fracción se determinó el contenido de carbono según Walkey-Black. El pH y la Conductividad Eléctrica (CE) se determinaron por potenciomentría 1:2,5 y el P extractable (Pext) por Bray-Kurtz según la técnica descripta en Norma IRAM-SAGyP 29570-1 (2010). La Densidad aparente (Dap) se determinó por el método del cilindro y la Estabilidad Estructural (EE) por el método de Le Bissonnais (1996). Sobre el grano entero se determinó Proteína Bruta (PB) y trabajo de deformación (W), utilizando el equipo INFRANEO y sobre el grano molido con un molino CHOPIN, se determinó el gluten como Gluten Húmedo (GH) con el equipo Perten Instruments Sistema Glutomatic 2200 y la actividad amilásica (FN) se determinó por el falling number con el equipo Perten FN 1500. La Ceniza Total (CT) se determinó con el método gravimétrico basado en la oxidación completa de la materia orgánica con mufla.

El diseño experimental consistió en bloques completos al azar (DCA) con cuatro repeticiones y dos tratamientos: Laboreo Convencional (LC) y Siembra Directa (SD). El tamaño de cada parcela fue de 250 m^2. En las parcelas bajo SD sólo se trató con 3 $L*ha^{-1}$ de glifosato presiembra. Las parcelas cuyo tratamiento fue LC consistieron en una pasada de arado de reja y vertedera y dos pasadas de rastra de disco. Se analizaron los resultados de manera descriptiva utilizando el análisis de componentes principales (ACP) y la correlación entre los parámetros de suelo y de cultivo se evaluó utilizando el paquete Infostat 2013 (De Rienzo *et al.*, 2008).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se detallan los resultados de las correlaciones entre las variables del suelo y del cultivo. Se encontró un correlación positiva significativa ($p<0,05$) entre el R con PMG e IAF. Esto se vincula con una mayor superficie fotosintética lo que permite obtener mayor peso de granos por espiga y mayor rendimiento (Andrade *et al.*, 1996; Hernández-Córdova *et al*., 2015). Al analizar las variables de calidad solo hubo relación entre PB y W. Las proteínas de la harina de trigo, específicamente las proteínas del gluten le confieren a la masa una propiedad que la hace más elástica y extensible que soporta mayor W (de la Vega-Ruiz, 2009) por lo tanto es esperable encontrar una asociación positiva entre las mismas. No se encontró correlación entre las variables de calidad (PB, W, GH, FN y CT) y las de productividad (R, PMG, IAF y HC). Miravalles *et al.* (2013) al estudiar tres cultivares bajo distintos sistemas de labranza no encontró relación entre PB y R, en la variedad Baguette PB no correlacionó con PMG. Muchas veces, la existencia o no de correlaciones entre ambas variables depende de la fertilidad del suelo (Kramer, 1979). Al estudiar las variables de suelo se encontró una correlación positiva entre COT y sus fracciones. Asimismo, se encontró correlación positiva significativa ($p<0,05$) entre Pext con COT y COP sin relación con el COM pues en esta fracción el P no está disponible. El P orgánico forma parte de la materia orgánica del suelo y tiende a seguir el esquema de acumulación o pérdida de la misma (Stevenson, 1986). La EE presentó una correlación positiva con COM y COT, esto coincide con lo reportado por Rothon (2000). Es sabido que el carbono orgánico constituye un importante agente de agregación (Pinheiro *et al.*, 2004). La fracción mineral fina tiene un efecto estabilizador sobre los compuestos más estables del carbono (Neufeld *et al.*, 2002). En estos suelos con altos contenidos de arcilla, COM es más importante en proporción que COP, por tal motivo la EE presenta correlación positiva con COM pero no con COP. A diferencia de lo encontrado con numerosos autores (Díaz-Zorita & Duarte 2001; Romero-Barrios *et al.*, 2015), la Dap presentó correlación positiva con COT, sus fracciones y Pext. Asimismo, si bien es ampliamente conocida la influencia de la materia orgánica del suelo sobre el R de trigo (Álvarez *et al*., 2002), en este trabajo, las variables del cultivo asociadas a la productividad presentaron una correlación negativa con COT, COP, COM y Pext. Por otro lado, Studdert *et al*. (2015) en maíz, bajo SD y LC, no encontraron relación significativa entre R y COP. Lo correlación negativa detallada con anterioridad se explica por los dos sistemas de labranza bajo los cuales se encuentran los suelos estudiados. En SD el carbono resultó superior (Tabla 2) respecto de LC coincidiendo con lo reportado por Báez & Aguirre-Medina (2011) y Barrios *et al.* (2014), sin embargo los valores de Dap bajo este manejo puede estar afectando el crecimiento del cultivo y consecuentemente limitando su R. Cuando la Dap aumenta, se incrementa la compactación, afectando la retención de agua y limitando a su vez el crecimiento de las raíces (Salamanca & Sadeguian, 2004), con efectos negativos sobre los nutrientes (Kirkegaard *et al.*, 1994). La SD, muchas veces, dificulta la correcta ubicación de la semilla, un apropiado cierre del entresurco, demora la emergencia de la plántula, retrasa el macollaje y reduce el R debido a las menores temperaturas del suelo (Weisz & Bowman, 1999).

Tabla 1. Coeficiente de Correlación de Pearson (r) entre pares de variables de suelo y cultivo.

	IAF	HC	R	PMG	PB	FN	CT	GH	W	COP	COM	CE	PH	COT	Pext	EE	Dap
IAF	1																
HC		1															
R	0,85		1														
PMG	0,87	0,78	0,81	1													
PB					1												
FN						1											
CT							1										
GH								1									
W					0,90				1								
COP		-0,80	-0,70	-0,90						1							
COM					0,88				0,84		1						
CE												1					
PH													1				
COT	-0,8		-0,8	-0,8	0,72					0,81	0,85			1			
Pext	-0,8	-0,9	-0,8	-0,9						0,92				0,91	1		
EE											0,87			0,74		1	
Dap	-0,7		-0,8	-0,9						0,72	0,77			0,89	0,84		1

Dentro de la tabla se indican los valores de r de las correlaciones estadísticas significativas ($p<0,05$). pH: Potencial de Hidrógeno; CE: Conductividad Eléctrica ($dS*m^{-1}$); CTOT: Carbono Orgánico Total (%); COP: Carbono Orgánico Particulado (%); COM: Carbono Orgánico asociado a la fracción Mineral; Pext: Fósforo extractable ($mg*kg^{-1}$); HC: altura a cosecha (cm); IAFm: Índice de Área Foliar máximo (m^2*m^{-2}); R: Rendimiento (kg), PMG: Peso de Mil Granos (g); GH: Gluten Húmedo (%); W: trabajo de deformación (mJ); PB: Proteína Bruta (%); FN: actividad amilásica (s), EE: Estabilidad Estructural; Dap: Densidad aparente ($g*cm^{-3}$).

A continuación se presenta el ACP donde se puede visualizar las relaciones entre las variables anteriormente descriptas. El ACP permitió visualizar el efecto del sistema de labranza sobre las propiedades de suelo, productividad y calidad del cultivo. Las dos primeras componentes principales explicaron el 71 % de la variabilidad total. En el gráfico del ACP (Figura 1), se observó que el CP1 permitió separar dos grupos asociados con los tratamientos. En el extremo izquierdo (G.I) se ubicaron las variables asociadas a la LC en su mayoría vinculadas al cultivo (R, PMG, IAF y HC), estas propiedades se ubicaron espacialmente muy cercanas entre sí. Por otro lado, en el extremo derecho (G.II), se ubicaron las variables asociadas a la SD la mayoría vinculadas con al suelo (COT, COP, COM, Pext, Dap, EE, PB y W), señalando claramente que aquellos suelos con mayor contenido de carbono y Dap se asociaron a la SD y se opusieron al R. A su vez se observó que PB y W se encuentran cercanos entre sí y en el mismo cuadrante que el carbono orgánico ya que presentan una correlación positiva entre ellas (Tabla 1). CE y pH no se asociaron con ningún tratamiento y se visualizaron algo asociadas al CP2. Lo mismo ocurre para el caso de FN, GH y CT. En coincidencia con la tabla de correlaciones donde no se encontraron relaciones entre las mismas.

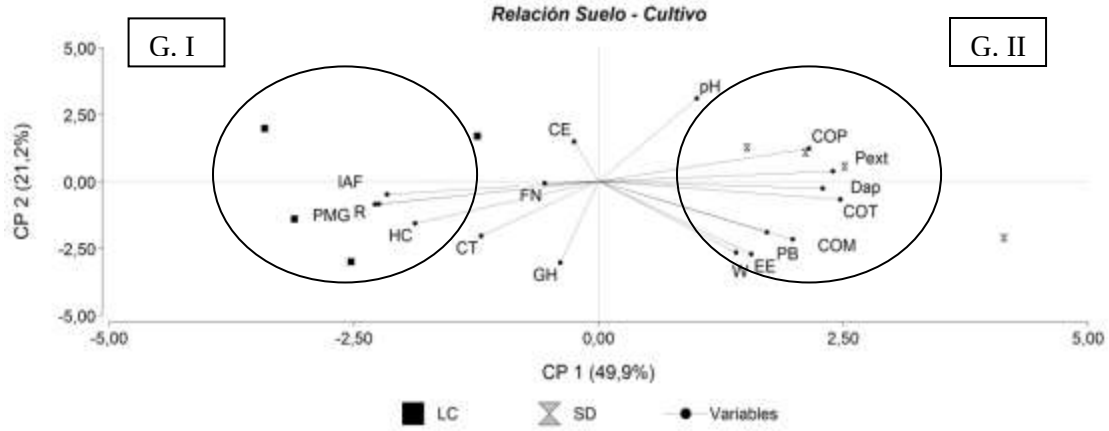


Figura 1. Biplot ACP. SD: Siembra Directa; LC: Labranza Convencional; pH: Potencial de Hidrógeno; CE: Conductividad Eléctrica; CTOT: Carbono Orgánico Total (%); COP: Carbono Orgánico Particulado (%); COM: Carbono Orgánico asociado a la fracción Mineral; Pext: Fósforo extractable (mg kg^{-1}); HC: altura a cosecha (cm); IAFm: Índice de Área Foliar máximo (m^2*m^{-2}); R: Rendimiento (kg), PMG: Peso de Mil Granos (g); GH: Gluten Húmedo (%); W: trabajo de deformación (mJ); PB: Proteína Bruta (%); FN: actividad amilásica(s), EE: Estabilidad Estructural; Dap: Densidad aparente (g*cm^{-3}).

En este trabajo, si bien COT fue superior bajo SD respecto de LC (Tabla 2), el efecto de la compactación que impacta sobre las raíces en este sistema resultó ser más importante para definir las variables de productividad del cultivo. La compactación del suelo influye en el R de los cultivos. En general, limita el crecimiento de las raíces, originando un impedimento mecánico para su penetración, disminuyendo con ello su capacidad de exploración y extracción de agua y nutrimentos (Rodríguez-González *et al.*, 2015). Cabe mencionar, que los suelos más compactados tienen mayor cantidad de partículas por unidad de volumen por lo cual es de esperar una mayor concentración de materia orgánica. Por otro lado, la única variable de calidad de cultivo que presentó correlación positiva con las variables de suelo fue PB con COT y COM y W. En gramíneas, Serrato-Sanchez *et al*. (1999) encontraron una correlación positiva entre la PB y la materia orgánica del suelo. Sokolowski *et al.* (2016) en un trabajo publicado anteriormente para este mismo ensayo; encontraron que R, IAF y HC fue significativamente mayor bajo LC respecto de SD. Como puede observarse en la Tabla 2 COT, Pext y Dap fue mayor bajo SD respecto de LC. Diovisalvi *et al.* (2008) en un ensayo de labranzas y fertilización en rotación agrícola también encontraron un mayor contenido de COT y COP en SD, sin embargo no visualizaron una mayor Dap bajo este sistema. Por otro lado, Colombani *et al*. (2002) encontraron mayores valores de Dap y resistencia a la penetración bajo SD.

Tabla 2. Resultados de las propiedades del suelo.

Tratamiento	COT	COP	COM	Pext	EE	Dap
LC	2,07 b	0,48 b	1,58 a	10,26 b	1,74 a	1,10 b
SD	2,48 a	0,70 a	1,78 a	13,43 a	1, 98 a	1,23 a

SD: Siembra Directa; LC: Labranza Convencional; CTOT: Carbono Orgánico Total (%); COP: Carbono Orgánico Particulado (%); COM: Carbono Orgánico asociado a la fracción Mineral; Pext: Fósforo extractable (mg*kg^{-1}); EE: Estabilidad Estructural; Dap: Densidad aparente (g*cm^{-3}).

CONCLUSIONES

Aunque los suelos bajo SD respecto de LC poseen una fertilidad química elevada, los valores de Dap superiores, determinan que la productividad del cultivo de trigo resulte mayor bajo LC. PB y W fueron las únicas variables que mostraron una correlación significativa con variables edáficas (COT y COM).

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, C.R. & M.A. Taboada. 2008. Indicadores de Fertilidad Física del suelo. Pp. 159-166. En Taboada, M. A., Álvarez, C. R., (eds.) Fertilidad Física de los Suelos.
- Álvarez, C.R.; A. Bono, M.A. Taboada; F.H. Gutiérrez-Boem; P. Fernández & P. Prystupa. 2006. Distintos manejos del suelo en la Pampa Ondulada: II Fracciones orgánicas y propiedades físicas. En Actas de XX Congreso Argentino de la Ciencia del suelo. Salta. Pp. 389.
- Álvarez R.; C.R. Alvarez; H.S. Steinbach; J.M. Salas & S. Grigera. 2002. Materia orgánica y fertilidad de los suelos en la pampa ondulada. Informaciones Agronómicas del Cono Sur, Nº 14, Mayo.10 pp
- Alzueta, I.; L.G. Abeledo & D.J. Miralles. 2008. Impacto de la fertilización nitrogenada y el momento de aplicación sobre la calidad comercial y reológica en trigo pan (Triticum aestivum L.). VII Congreso Nacional de Trigo, La Pampa.
- Andrade, F.; A. Cirilo; S. Uhart & M. Ortegui. 1996. Ecofisiología del cultivo de maíz. Editorial Médica Panamericana. Crecimiento del cultivo, pág.47-76.Determinación del rendimiento, pág.81-96. Relaciones fuente/destino, pág. 101-117.Requerimientos hídricos, pág. 121-142.
- Báez, M.A. & J.F. Aguirre-Medina. 2011. Efecto de la labranza de conservación sobre las propiedades del suelo Terra Latinoamericana 29(2):113-121 Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, A.C. Chapingo, México.
- Balbuena, R.H.; A. Aragón; P.M. Mac Donagh; J.A. Claverie & A.M. Terminiello. 1996. Evolución de la resistencia a la penetración y la densidad aparente en tres sistemas de labranza. IV Congreso Argentino y II Internacional de Ingeniería Rural, Neuquén, Argentina, Octubre: 197-202
- Barrios M.B.; A.C. Sokolowski; S.P. Debelis; H.A. Rodríguez; J. De Grazia; A. Blasón; A. Buján; E.P. Rodríguez-Frers & C.R. Mazo. 2014. Parámetros del suelo vinculados bajo sistemas de intensificación agrícola. Actas del XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Bahía Blanca, Buenos Aires.
- Baver, L.D.; W.H. Gardner & W.R. Gardner. 1972. Soil Physics.4th ed John Wiley & Sons, New York.
- Bustos, A.N. 2016. Carbono Orgánico total y particulado: potenciales indicadores de calidad en suelos de la región pampeana bajo siembra directa. Área de Consolidación Métodos cuantitativos para la investigación agropecuaria Facultad de Ciencias Agropecuarias- UNC.
- Cambardella, M.R. & E.T. Elliot. 1992. Particulate organic matter changes across agrassland cultivation sequence. Soil Science Society of America Journal (SSSAJ) 56:777-783.
- Campitelli, P.; A. Aoki; O. Gudelj; A. Rubenacker & R. Sereno. 2010. Selección de indicadores de calidad de suelo para determinar los efectos del uso y prácticas agrícolas en un área piloto de la región central de Córdoba. Cienc Suelo 28(2):223-231
- Carter, M. 2002. Soil quality for sustainable land management: organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. Agron. J. 94: 38-47.
- Colombani, E.N.; J.L. Costa.; G.A. Studdert & E. Suero. 2002. Evaluación de propiedades físicas de suelos del Sudeste Bonaerense bajo distintos manejos. Actas 18 Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Puerto Madryn.
- Cuniberti M.; C. Bainotti; J. Fraschina; J. Salines; E. Alberione; L. Riberi; A. Galich; M.T. Galich & M.B. Formica. 2004. Calidad de cultivares de trigo evaluados en ensayos con control químico de enfermedades foliares. Actualización 2004. Informe para Extensión N° 85, EEA Marcos Juárez-INTA.
- Cuniberti, M. 2005. Clasificación del trigo como valor agregado. 1ª Jornada de Trigo de la Región Centro. Córdoba. 45-50.
- de la Vega-Ruiz, G. 2009. Proteínas de la harina de trigo: clasificación y propiedades funcionales. Temas de Ciencia y Tecnología 38: 27-32.
- De Rienzo, A.; F. Casanoves; M. Balzarini; L. González; M. Tablada & W. Robledo. 2008. Infostat software estadístico. Grupo Infostat, FCA, UNC, Argentina.
- Díaz-Zorita, M.; M. Barraco & C. Álvarez. 2004. Efectos de doce años de labranzas en un haplustol del noroeste de Buenos Aires, Argentina. Ciencia del Suelo 22: 11-18.
- Díaz-Zorita, M. & Duarte G.A. 2001. La siembra directa en los sistemas mixtos del oeste bonaerense. Panigatti, J., Buschiazzo, D. & Marelli. H. eds. Siembra Directa II. Buenos Aires, INTA.
- Diovisalvi, N.V.; G.A. Studert; G.F. Domínguez & M.J. Eiza. 2008. Fracciones de carbono y nitrógeno orgánicos y nitrógeno anaeróbico bajo agricultura continúa con dos sistemas de labranza. Cienc Suelo, 26 (1): 1-11.
- Domínguez, G.F.; G.A. Studdert & H.E. Echeverría. 2005. Propiedades del suelo: efectos de las prácticas de manejo. En: Echeverría, H.E. y García F.O. eds. Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos. Ediciones INTA. Bs As. pp 207-229.
- Domínguez G.F.; G.A. Studdert; M.J. Eiza; N.V. Diovisalvi & N. Fioriti. 2006. Relación entre la materia orgánica y el rendimiento de maíz. "XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo" Salta-Jujuy
- Doran, J.W. & T.B. Parkin. 1994. Defining and Assesing Soil Quality. En Doran, JW; DC Coleman; DF Bezdicek & Stewart BA. (eds). Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. SSSA Special Publication Nº35. Madison, Wisconsin, USA.

- Ferrary-Laguzzi, F.; R. Osinaga; J.L. Arzeno; A.R. Becker & T. Rodríguez. 2014. Fraccionamiento y mineralización de la materia orgánica en distintos sistemas de labranza en un inceptisol de Salta. Cienc. Suelo, 32 (1):63-72 Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
- Gaggioli, C.; E. Noellemeyer & A. Quiroga. 2015. Productividad de híbridos de girasol diferenciados en calidad de aceite en dos suelo contrastantes de la región semiárida pampeana. Actas de la II Jornada Nacional de Suelos de Ambientes Semiáridos. 7 pp.
- Galantini, J.A.; J. Iglesis; M. Landriscini; L. Suñer & G. Minoldo. 2008. En Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de la Argentina. Editorial de la Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca, Argentina, pp 71-92.
- Galantini, J.A. & L. Suñer. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. Agriscientia, 25(1): 41-55, Córdoba.
- Galantini J.A.; R. Fernández; G. Minoldo; M.R. Landriscini; R. Kiesssling & Rosell R. 2004. Fertilización del trigo con N y S en suelos bajo siembra directa del S y SO Bonaerense. Actas VI Congreso Nacional de Trigo. Bahía Blanca, Argentina. 16.
- Rodríguez-González, A.; J. Arcia-Porrua; J.A. Martínez-Cañizares; J. García-Lamas; G. Cid-Lazo & J. Fleites-Castro. 2015. Los sistemas de labranza y su influencia en las propiedades físicas del suelo. Revista Ingeniería Agrícola, ISSN-2306-1545, RNPS-0622, 5(2): 55-60
- Govaerts B.; K.D. Sayre & J. Deckers. 2006 Aminimum data set for soil quality assessment of wheat and maize in the highlands of Mexico. Soil and Tillage Research, 87:163–174. 18. Gregorich EG, Carter MR, Angers DA, Monreal CM, Ellert BH. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. Canadian Journal of Soil Science, 75:367–385.
- Golik, I. 2009. Efecto de los sistemas de labranza, fertilización nitrogenada y genotipo sobre el sistema radical en etapas avanzadas del cultivo de trigo y su incidencia en el rendimiento, calidad y sanidad. UNLP - FCAyF tesis doctoral. http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/1821 Consultado 08/03/17.
- Greenland, D.J. 1981. Soil management and soil degradation. J. Soil Sci. 32: 301-332.
- Gutiérrez C.; J.M. Reyez Ch & S.B. Figueroa. 1999. Desarrollo estructural en un Entisol bajo el sistema de labranza de conservación y tradicional. TERRA Latinoamericana. 17(002):87-96. Universidad Autónoma de Chapingo, México.
- Hernández-Córdova N.; F. Soto-Carreño & R. Plana-Llerena. 2015. Comportamiento del crecimiento y rendimiento del cultivo del trigo (Triticum aestivum L.) en tres fechas de siembra. Cultivos Tropicales, 36 (1): 86-92.
- Jackson, M.L. 1976. Análisis químicos de suelo. Ediciones OMEGA, S.A. Barcelona. 3er edición
- Kirkegaard, J.A.; J.F. Angus; P.A. Gardner & W. Muller. 1994. Reduced growth and yield of wheat with conservation cropping. I. Field studies in the first year of the cropping phase. Austr. J. Agric. Res. 45: 511-528.
- Kramer, T.H. 1979. Environmental and genetic variation for protein content in winter wheat (Triticum aestivum L.) Euphytica 28: 209-218.
- Landriscini M.R..; J.M. Martínez & J.A. Galantini. 2015. Fertilización foliar con nitrógeno en trigo en el sudoeste bonaerense. Ciencia del Suelo, 33(2): 183-196
- Lázaro L.; J.M. Ressia; G. Mendivil; M. Agostini; C. de Pablo & R.H. Balbuena. 2004. Rendimiento de trigo y sistemas de labranzas. Actas del VI Congreso Nacional de Trigo, IV Simposio Nacional de Cultivos de Siembra Otoño-Invernal. Bahía Blanca: 147.
- Le Bissonnais, Y. 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability anderodability. I. Theory and metodology. European J. SoilSci., 47:425-437.
- Miravalles M.T.; M.N. Fioretti; H. Mirassón; M.L. Faraldo; L. Möck & R.E. Brevedan. 2013. Efecto del sistema de labranza sobre el rendimiento y la calidad del grano de trigo pan en la zona semiárida central templada de La Pampa. PYTON 82: 263-273. ISSN 0031 9457.
- Neufeld, H.; V.S.D. Reck & M. Ayarza. 2002. Texture and land-use effects on soil organic matter in Cerrado Oxisols, Central Brazil. Geoderma 107: 151–164.
- NORMA IRAM- SAGyP 29570-1:2010. Norma Argentina. Calidad ambiental y calidad de suelo. Determinaciones de fósforo extraíble de los suelos. 1ºedición.20 pp.
- Romero-Barrios C., E. García-Gallegos & E. Hernández-Acosta. 2015. Materia orgánica y densidad aparente en suelos de suroeste de La Malinche, Tlaxcala. Revista Iberoamericana de Ciencias. 2(5):63-70.
- Rothon, F.E. 2000. Influence of Time on Soil Response to No-Till Practices. Soil Sci Soc. Am. J. 64, 700–709.
- Pinheiro, E.F.M.; M.G. Pereira & L.H.C. Anjos. 2004. Aggregate distribution and soil organic matter under different tillage systems for vegetable crops in a Red Latosol from Brazil.Soil Tillage Res77:79–84.
- Pinilla-Quezada, H. & L.E. Herrera-Floody. 2008. Efecto de la fertilización nitrogenada tardía en aspectos de calidad panadera en trigo (Triticum aestivum L.). IDESIA Nº 1, 26: 77-81.
- Quiroga, A.; R. Fernández & E. Noellemeyer. 2009. Grazing effect on soil properties in conventional and no till systems. Soil and Tillage Research 105: 165-170.
- Salamanca J.A. & K.S. Sadeghian. 2004. La densidad aparente en suelos de la zona cafetera y su efecto sobre el crecimiento del cafeto. Avances Técnicos Cenicafe 326: 1-8.
- Sempé, M. & H. Chidichimo. 2004. Efecto del sistema de labranza en la calidad industrial de trigo. Actas CD, VI Congreso Nacional de trigo. Bahía Blanca, Bs.As. Octubre.
- Serrato-Sánchez R.; C.M. Valencia-Castro & F. Del Río-Olague. 1999. Interrelaciones entre variables del suelo y de las

gramíneas en el pastizal semiárido del norte de Durango. Terra 17(1): 27- 34.

- SOIL SURVEY STAFF. 2010. Claves para la taxonomía de suelos. 11th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service. Washington, DC, USA.
- Sokolowski A.C.; M.B. Barrios; J. De Grazia; H.A. Rodríguez; S.P. Debelis; L. Benavídez; E. Rodríguez-Fers; I.R. Padino & A. Buján. 2016. Actas XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Río Cuarto. 1612-1625.
- Stevenson, F.J. 1986. Cycles of soil. Carbón, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. New York, J Wiley & Sons, 379p.
- Studdert G.A.; G.F. Domínguez; M.C. Zagame & J.C. Carabaca. 2015. Variación estacional de carbono orgánico particulado y nitrógeno anaeróbico. Cienc. Suelo 33 (1) Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
- Weisz, R. & D.T. Bowman.1999. Influence of tillage system on soft red Winter wheat cultivar selection. Journal of Production Agriculture 12: 415-418.

C4P131. DINÁMICA DE LA SALINIDAD Y PH DEL SUELO EN DOS LOCALIDADES DEL DEPARTAMENTO LEALES-TUCUMÁN

Sosa F, Bazán P, García L, Lazarte E, Cataldo D, Correa R y Navarro di Marco J.

Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres. fasosa@eeaoc.org.ar

RESUMEN

La llanura deprimida de Tucumán se caracteriza por la presencia de una napa freática próxima a la superficie con un contenido salino variable que en general aumenta de oeste a este; en este mismo sentido las precipitaciones y vías de drenaje natural disminuyen. Los suelos aluviales, distribuidos dentro de micro-relieves (altos y bajos) característicos de la zona, presentan una gran heterogeneidad espacial y en profundidad. Esta combinación de factores genera diversos ambientes para el crecimiento de la caña de azúcar, a su vez estos ambientes varían en el tiempo según el comportamiento estacional de las precipitaciones. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el comportamiento de la salinidad y pH del suelo a lo largo de 20 meses en 6 sitios ubicados en 2 fincas representativas de la subregión llanura deprimida salina de Tucumán. En cada sitio se tomaron muestras de suelo con una frecuencia media de 40 días, el muestreo se realizó cada 20 cm hasta la profundidad de 1,4 m con calador de 1 cm de diámetro. Se tomó una muestra compuesta en cada sitio y fecha de muestreo. Se realizaron determinaciones de pH y Conductividad Eléctrica (CE) en laboratorio. Para cada profundidad se analizó la variabilidad temporal de pH y CE a través del coeficiente de variación (CV). CE tuvo un comportamiento muy variable con un CV promedio de 29%; por el contrario, el pH tuvo un comportamiento muy estable en el tiempo con un CV promedio de 3%. En general el pH tendió a aumentar en profundidad en todos los sitios evaluados. La CE no mostró una tendencia definida en profundidad. Esta falta de tendencia en profundidad y su elevada variabilidad temporal requieren de nuevos estudios que permitan relacionar esta propiedad con otras variables edáficas, climáticas, topográficas y de manejo.

Palabras clave: variabilidad, llanura deprimida, conductividad eléctrica.

INTRODUCCIÓN

La llanura deprimida de la provincia de Tucumán ocupa una superficie aproximada de 400.000 has. De ellas aproximadamente 155.000 has están destinadas a la producción de caña de azúcar lo que representa aproximadamente el 50 % de área cultivada con caña (Zuccardi & Fadda, 1985; Fandos *et al.*, 2016).

Se trata de una llanura con ondulaciones muy suaves y caracterizada por una fuerte heterogeneidad textural como consecuencia del material aluvial sobre el que desarrollan sus suelos. Esta región se caracteriza por la presencia de una capa freática de profundidad variable entre 30 y 100 cm en la época de mayor ascenso y entre 60 y 200 cm en el pico de descarga. El nivel de la napa fréatica fluctúa durante el año con una diferencia promedio entre niveles máximos y mínimos de 1-1,8 m (Figueroa *et al.*, 1996). La topografía y el microrelieve también marcan su impronta sobre el comportamiento de la napa freática y las propiedades edáficas. Los horizontes de suelo varían mucho incluso en cortas distancias, se pueden apreciar horizontes sálicos, sódicos y de distinta textura (Puchulu, 2011; Zuccardi y Fadda, 1985). Esto determina que los campos de caña de azúcar sean muy heterogéneos en cuanto a productividad (Fogliata & Aso, 1965).

A nivel local, la dinámica del nivel de la napa, su salinidad y pH han sido estudiados por varios autores (Figueroa *et al*, 1996; Puchulu, 2007 y 2011; Sosa *et al*, 2017). La relación entre la salinidad de napa, su profundidad y la salinización del suelo, y su posterior efecto sobre la producción de caña de azúcar fue estudiada por Fogliata & Aso, 1963. Si bien ese estudio es concluyente en cuanto a profundidad de napa y salinidad crítica del suelo, no tiene en cuenta la dinámica temporal de la salinidad y pH del suelo, factores que podrían explicar mejor los procesos de salinización y/o sodificación de horizontes que diferencian ambientes a nivel intra-lote. El objetivo del presente trabajo fue estudiar el comportamiento de la salinidad y pH del suelo a lo largo de 20 meses en 6 sitios representativos de la llanura deprimida salina de Tucumán.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se realizó en dos fincas (El Chilcal y San Genaro) en el departamento Leales, provincia de Tucumán. Los sitios seleccionados dentro de cada campo para las mediciones representaron situaciones contrastantes, por ejemplo, sectores dentro de un lote con caña de azúcar de alta productividad (Caña) vs sectores donde la caña se pierde, con afloramientos salinos y donde coloniza la grama (Grama). Esta situación se dio en ambos campos, mientras que en El Chilcal también se comparó Monte vs Desmonte. En todos los casos se procuró que las distancias sean lo más cortas posible a los fines que las diferencias topográficas y/o de manejo sean mínimas (Figura 1).



Figura 1: Ubicación de los sitios de estudio y de los freatímetros en cada sitio. Fuente: Google Earth, 2017.

En cada punto se instalaron estaciones de monitoreo de napa freática entre marzo y mayo de 2016. A partir de esa fecha se tomaron muestras de suelo con una frecuencia promedio de 40 días hasta diciembre de 2017 (entre 15 y 18 muestreos). Las muestras de suelo se tomaron con un calador de 1 cm de diámetro hasta 1,4 m de profundidad, estratificadas cada 20 cm. Se tomó una muestra compuesta por tres muestras simples cada fecha, el muestreo se realizó procurando muestrear en la misma área representada por un radio de entre 3 y 6 m alrededor del freatímetro. A las muestras se les determinó contenido hídrico gravimétrico y posteriormente se molieron y tamizaron por 2 mm. La determinación de pH se realizó potenciometricamente en una relación suelo:agua de 1:2,5; en esa misma relación se midió posteriormente la CE, luego se calibró esa lectura para expresar la salinidad en dS m^{-1} en extracto de saturación (U.S. Salinity Laboratory Staff, 1954.).

Las precipitaciones se registraron diariamente en pluviómetros ubicados en cada finca. Con los datos obtenidos se realizó un análisis de las medidas de resumen con el programa INFOSTAT (Di Renzo *et al*, 2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En todas las muestras analizadas la salinidad mostró una elevada variabilidad temporal para cada sitio de muestreo y profundidad. El Coeficiente de Variación (CV %) fue en promedio del 29 % para la salinidad del suelo. El pH tuvo un comportamiento más estable en el tiempo alcanzando un CV de 3 % promedio (Figura 2).

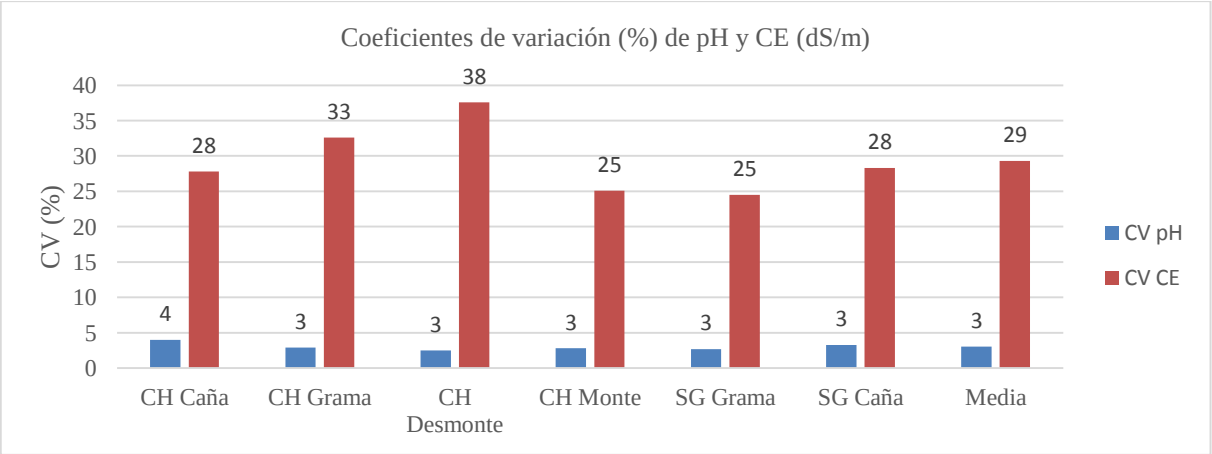


Figura 2: coeficientes de variación (CV %) promedio para la CE registrada para cada profundidad durante el periodo de muestreo.

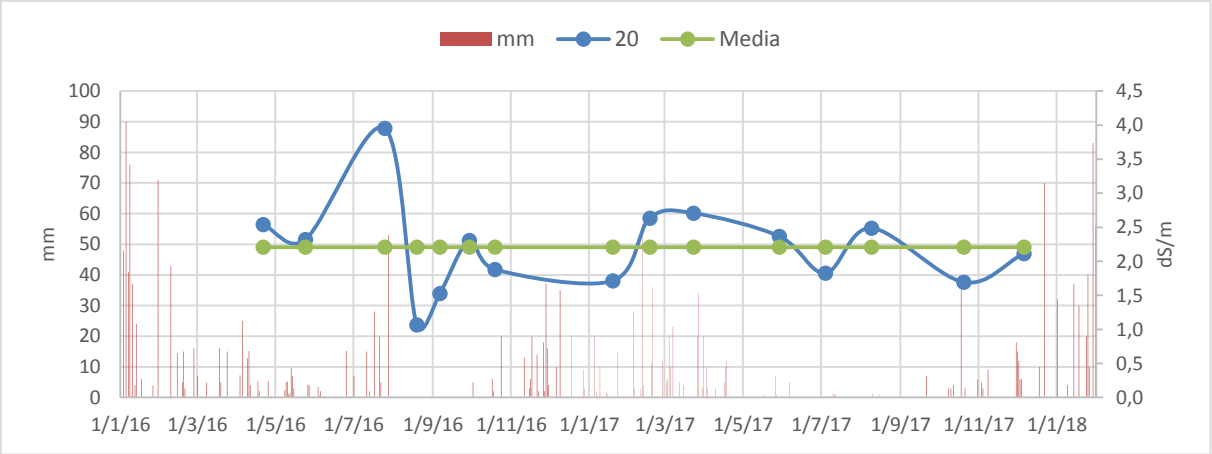


Figura 3: CE (dS/m) del suelo y precipitaciones en función del tiempo capa 0-20 cm- CH CAÑA.

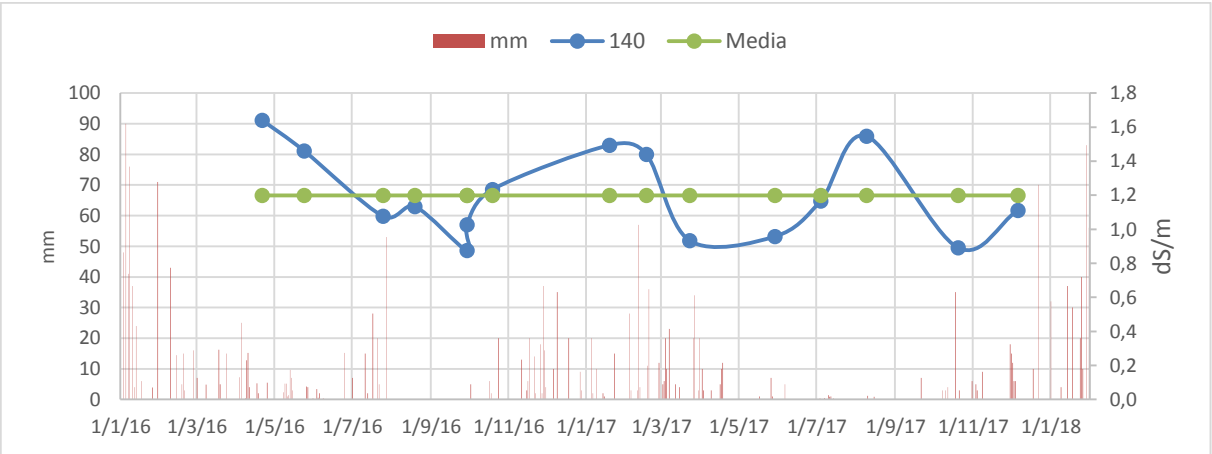


Figura 4: CE (dS/m) del suelo y precipitaciones en función del tiempo capa 120-140 cm- CH CAÑA.

En Suelos con limitaciones de drenaje las capas más profundas mostraron un comportamiento más errático, ya que entraron en juego otras variables como dinámica y CE de la napa freática (figura 5).

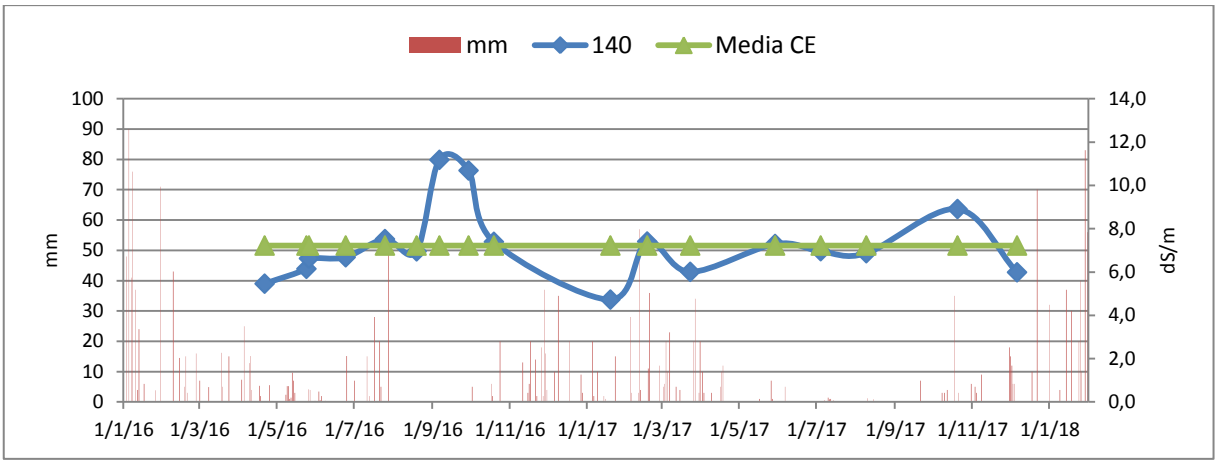


Figura 5: CE (dS/m) del suelo y precipitaciones en función del tiempo capa 120-140 cm- CH GRAMA.

Los valores de CE no tuvieron un patrón definido en profundidad (figura 6), ello se debe a factores como lavado de sales, ascenso capilar, balance hídrico, génesis de los horizontes involucrados, capacidad de almacenaje de agua del suelo, posición en el relieve, efecto de la napa freática, etc. (Arbol *et al*, 1988). Estos factores afectan la dinámica de las sales, pero no fueron evaluados en el presente trabajo.

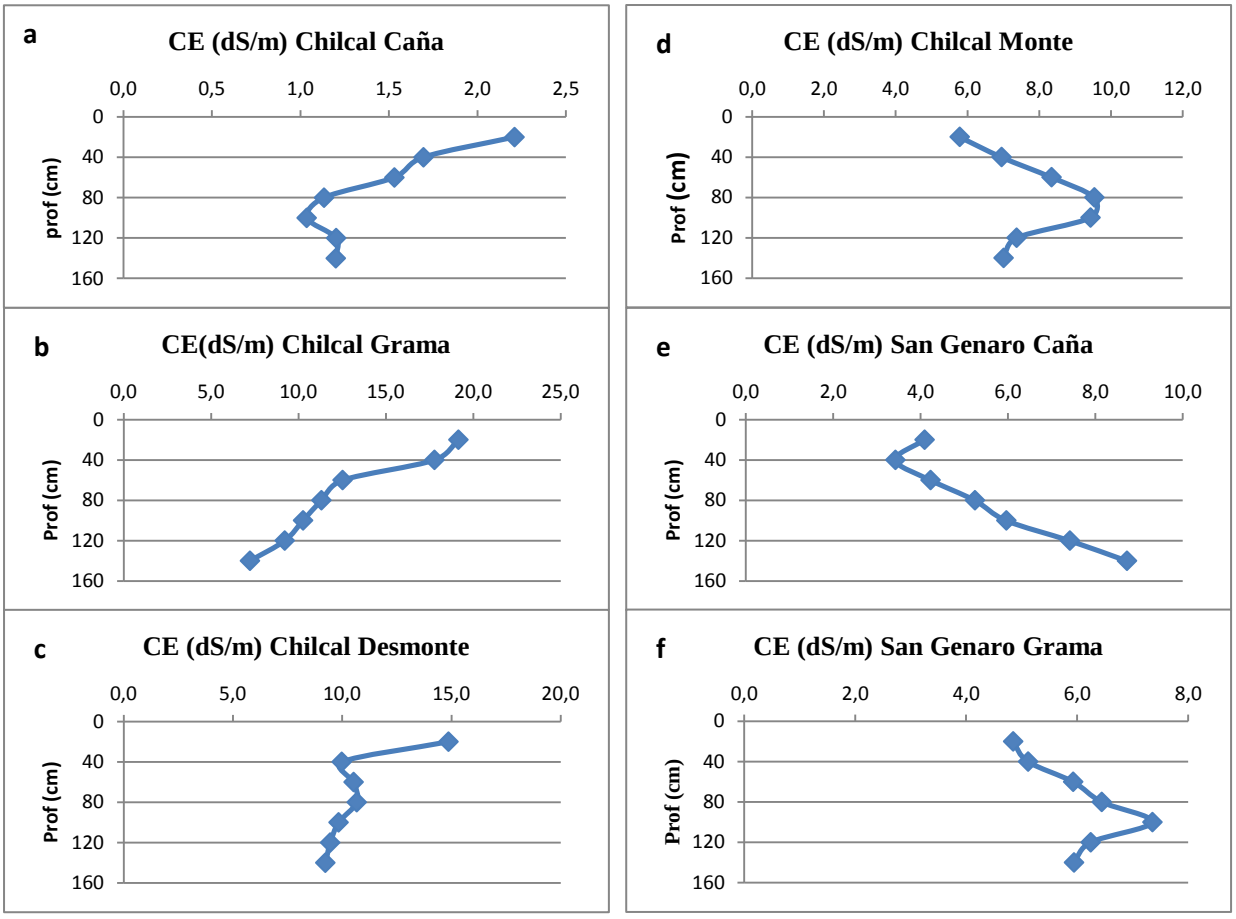


Figura 6: pH del suelo promedio en función de profundidad (cm) para los puntos a) Chilcal caña, b) Chilcal Grama, c) Chilcal Desmonte, d) Chilcal Monte, e) San Genaro Caña y f) San Genaro Grama.

pH del suelo

Como se citó anteriormente el pH del suelo no varío a lo largo del periodo de muestreo para una misma profundidad (CV=3% en promedio). Los valores extremos mínimos y máximos fueron 5,6 y 9,9 respectivamente. Los valores medios mínimos y máximos estuvieron entre 6 y 9,52.

El pH del suelo promedio en todos los sitios y muestras analizadas incrementó su magnitud en profundidad; solo en Chilcal Monte tuvo un mayor valor en superficie, incrementándose luego a partir de los 40 cm hasta 140 cm (figura 7). Este comportamiento es esperable debido a la menor alteración de capas profundas y una mayor acumulación de carbonatos y bicarbonatos que liberan iones OH- produciendo un incremento del pH en profundidad (Brady and Weil, 2002). En suelos con limitaciones de drenaje pueden encontrarse concreciones de $CaCO^3$.

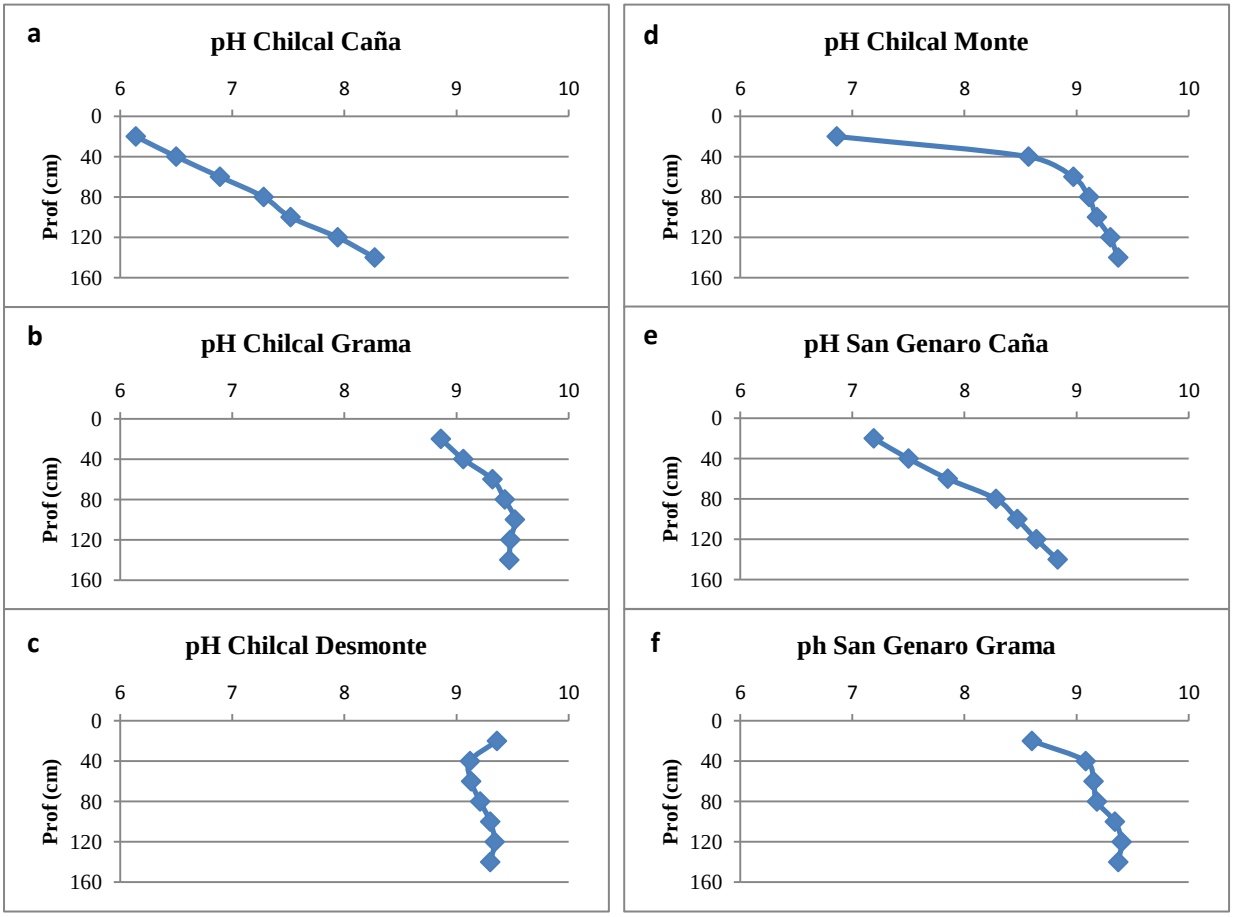


Figura 7: pH del suelo promedio en función de profundidad (cm) para los puntos a) Chilcal caña, b) Chilcal Grama, c) Chilcal Desmonte, d) Chilcal Monte, e) San Genaro Caña y f) San Genaro Grama.

CONCLUSIONES

La salinidad en los sitios estudiados presentó una alta variabilidad temporal.

En profundidad, la salinidad promedio del suelo no mostró un patrón definido.

El pH del suelo tuvo un comportamiento estable a lo largo del periodo estudiado, incrementando su valor en profundidad.

Se deben incorporar variables climáticas, de suelo y manejo que permitan modelar y comprender mejor la dinámica de la salinidad en los sitios estudiados.

BIBLIOGRAFÍA

- Abrol, I.P.; J.S.P. Yadar & F.T Massoud. 1988. Salt affected soil and their management. FAO Soils Bulletin, Roma.
- Di Rienzo J.A.; F Casanoves ; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & M., & Robledo C.W. 2016. InfoStat versión. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar.
- Fandos, C.; Scandaliaris, J.; Scandaliaris, P.; Carreras Baldrés, J. I y Soria, F. J. 2016. Relevamiento satelital de cultivos en la provincia de Tucumán. Reporte agroindustrial. Boletín N° 124.
- Figueroa, L. R.; LF Medina, & AM Pietroboni. (1996). Variaciones del nivel freático en la llanura deprimida de Tucumán. Serie Monográfica N°3. INTA,CRTS. Tucumán.
- Fogliata, FA; PJ Aso & F Gomez.1993. Influencia de la napa freática y del contenido salino del suelo en el crecimiento de la caña de azúcar. Boletín N° 93, Enero 1963. Estación Experimental Agrícola de Tucumán.
- Fogliata, F.A& P Aso. 1965. Efectos de la salinidad y sodio intercambiable del suelo en el crecimiento de la caña de azúcar. Rev. Ind. y Agrícola de Tucumán 43 (1): 23-45.
- Puchulu, ME (2007) "Variación estacional del nivel freático en un sector de la llanura deprimida (Tucuman-Argentina)" Actas 68º Semana de Geografía y Congreso Internacional de Geografía. Contribuciones GAEA – Sociedad Argentina de Estudios Geográficos. ISSN 0328- 3194 Posadas Misiones (ARGENTINA). Octubre de 2007.Pag. 350 – 354.
- Puchulu, ME(2011). Variación de la profundidad y composición de la capa freática salina en la llanura deprimida de la provincia de Tucumán. 2ª Reunión De La Red Argentina de Salinidad, realizado en Tucumán, organizada por la RAS y la Facultad de Agronomía y Zootecnia de la UNT, entre el 24 y 26 de Agosto de 2011.
- Sosa F; L García; T Correa; MI D'Angelo & H Rojas Quinteros. 2017. Dinámica del nivel, conductividad eléctrica y pH del agua freática en dos localidades del departamento Leales-Tucumán. RAS 2017.
- U.S. Salinity Laboratory Staff. 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Agric. Handbook No. 60. U.S. Department of Agriculture. Washington D.C. 160 p.
- Zuccardi, R. B. y Fadda, G. S. 1985. Bosquejo agroecológico de la provincia de Tucumán. Publ. Misc FAZ-UNT (86).

C4P132. RIEGO DE EUCALYPTUS GRANDIS CON AGUAS RESIDUALES URBANASEN ENTRE RIOS: MODIFICACIONES FISICOQUÍMICAS EN EL SUELO

Tesón; Natalia[1]; Larocca, Federico[2]; Donna, Franco[3]; Dalla Tea, Fernando[4]; Merani, Victor[3]; Larrieu, Luciano[3]; Ferro, Daniel[3] y Millán, Guillermo[3]

[1] INTA EEA Concordia – UTN F.R. Concordia. teson.natalia@inta.gob.ar
[2] UTN Facultad Regional Concordia. Grupo LAR.
[3] UNLP Cátedra de Edafología. Facultad de Ciencias Agraria y Forestales.
[4] FORESTAL ARGENTINA S.A.

RESUMEN

La reutilización de aguas residuales para el riego de especies forestales es una alternativa para complementar el tratamiento secundario de efluentes que evita la contaminación de los cauces receptores. Sin embargo, es importante evaluar los cambios físico- químicos que se producen en el suelo a lo largo del tiempo. El objetivo del presente trabajo fue analizar la variación de parámetros fisicoquímicos en un suelo cuarzipsament regado con efluentes tratados bajo cultivo de *Eucaliptus grandis.* Se seleccionaroncomo variables a analizar: pH, conductividad eléctrica (CE), carbono orgánico(CO), materia orgánica (MO), nitrógeno total (Nt), amonio(NH_4^+), nitratos (NO_3^-), cationes en solución y la relación de adsorción de sodio (RAS). En una parcela de cuatro años de edad y con dos años de riego continuo, se realizó el muestreo de suelo a cinco profundidades (0 a 20; 20 a 40; 40 a 60; 60 a 80 y 80 a 100 cm) y tres repeticiones. Los tratamientos analizados fueron con riego sobre la línea, con riego en la entrelínea y sin riego. Se observó que el pH se reduce en la línea de riego hasta una profundidad de 40 cm, contrariamente a lo esperado. La CE y RAS se incrementan en la línea de riego hasta los 60 cm, el aumento no alcanza valores críticos para el crecimiento del cultivo. El contenido de nitratos aumenta en la línea de riego, con una tendencia similar a la CE y la RAS. Se observó un incremento de los iones móviles a partir de los 80 cm que coincide con la presencia de una capa arcillosa. La concentración de amonio se incrementa en la línea de riego en el estrato superficial y a partir de los 80cm. El fósforo disponible se incrementa en las parcelas con riego en las profundidades muestreadas. Hasta el momento ninguno de los parámetros analizados alcanza valores críticos para el cultivo ni para el ambiente edáfico.

Palabras claves: eutrofización, sodificación, monitoreo.

INTRODUCCIÓN

La utilización de efluentes domésticos tratados para el riego de especies forestales es una práctica que ha ido en aumento en los últimos años tanto en Latinoamérica como en nuestro país. El tratamiento de las aguas cloacales mediante lagunas de estabilización es un método ampliamente difundido en comunidades pequeñas o medianas, de climas templados con disponibilidad de tierras para su instalación. Este método tiene muchas ventajas como el bajo mantenimiento, la simplicidad de su manejo y la poca energía que requiere. Sin embargo, cuando posteriormente a su tratamiento los efluentes son volcados a cursos de aguas pueden ocasionar problemas ambientales como la eutrofización de las aguas debido a su alta concentración de nutrientes (Pizzolon *et al.*, 1997). Por otra parte, las especies forestales cultivadas en nuestra zona presentan altas tasas de crecimiento asociadas a un alto requerimiento de recursos (energía, agua, nutrientes, etc.). Paradójicamente, algunos de los principales nutrientes requeridos por las plantaciones, como el fósforo y el nitrógeno, son vertidos como se mencionó anteriormente a las aguas superficiales (ríos, arroyos, etc.). La reutilización de las aguas residuales para el riego presenta numerosas ventajas entre las que se destacan la conservación de los recursos hídricos y el aporte continuo de nutrientes y agua para las plantas (Andrade *et al.,* 2004; Khouri*et al.*, 1994). La localidad de Colonia Ayuí se encuentra ubicada en el perilago de la represa de Salto Grande. Cuenta con aproximadamente 3000 habitantes y los efluentes cloacales eran vertidos después del tratamiento secundario al lago de la Represa Salto Grande. En los últimos años han ocurrido frecuentes floraciones de algas nocivas (FAN). Para contribuir a mejorar la calidad de las aguas del lago se desarrolla el presente proyecto en el que se reutilizan los efluentes para irrigar una plantación. Los objetivos del presente trabajo son evaluar las modificaciones que se producen en las características fisicoquímicas del ambiente edáfico y la dinámica de los nutrientes en el perfil de suelo. Asimismo, a partir del análisis de dichos parámetros se busca generar pautas para el monitoreo de sistemas de tratamiento de efluentes domésticos con destino al riego de forestaciones.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación del ensayo

El estudio se realiza en la localidad de Colonia Ayuí, Departamento Concordia, Entre Ríos. La municipalidad cuenta con un sistema de tratamiento de aguas cloacales compuesto por un tratamiento primario de rejas y un tratamiento secundario de lagunas de estabilización. El tratamiento secundario lo componen dos módulos de dos lagunas cada uno. La primera laguna es anaeróbica y la segunda facultativa. Originalmente, luego del tratamiento secundario los efluentes eran vertidos al lago de Salto Grande. Con financiación de la Secretaría de Ambiente de la Nación se instaló en el año 2014 una estación de bombeo y filtrado que permitió conducir los efluentes hasta el predio "La Lata" propiedad de la empresa MASISA a unos 2000 m de la descarga original. En un lote de 15 ha de "La Lata" se realizó una replantación en noviembre de 2013, con un distanciamiento de 3 m x 3 m. Posteriormente se instaló el sistema de riego por goteo en 12 ha, exceptuando 3 ha en la zona más baja. El distanciamiento entre los goteros es de 1 m, la distancia entre las líneas de goteo es de 3 m y el caudal de los goteros es de 3,6 l/h. En el presente trabajo se presentan resultados que corresponden al segundo año de monitoreo sobre los efectos en algunas propiedades fisicoquímicas del suelo.

Muestreo y procesamiento del suelo

Se realizó el muestreo del suelo en dos parcelas, una con riego y la otra sin riego pertenecientes a la misma serie de suelo. En la parcela con riego se muestreó en la línea de riego (LR), siempre debajo del gotero. En esta parcela también se muestreo en la entrelinea (ELR), donde no hay colocado gotero de riego. En la parcela sin riego se realizó una sola muestra (SR) que incluye la línea y la entrelínea. Para cada situación se confeccionó una muestra compuesta de 10 submuestras, a 5 profundidades para cada situación. Las profundidades muestreadas fueron 0 a 20 cm, 20 a 40 cm, 40 a 60 cm, 60 a 80 cm y 80 a 100 cm. Se realizaron 3 repeticiones de cada situación. A partir de los 90 cm se observó una discontinuidad litológica, con un material arcilloso que actúa como limitante del drenaje.

Se procedió a separar en dos fracciones las muestras de suelo. A la primera fracción se la secó en estufa de circulación forzada a 40°C y se procedió a la desagregación y tamizado por 2mm y 0,5mm. Las muestras destinadas a la determinación de nitratos y amonio fueron mantenidas refrigeradas hasta su análisis. El acondicionamiento se realiza según norma IRAM-SAGPyA 29578.

Determinaciones

En las muestras de suelo se realizaron las siguientes determinaciones:

pH: determinación potenciométrica relación suelo-agua 1:2,5, según metodología SAMLA-PROMAR (2004).

CE: conductividad eléctrica, método conductimétrico, determinado en el extracto de pasta de saturación, según metodología SAMLA-PROMAR (2004).

C.O.: carbono orgánico, determinado por el método de Walkley-Back, según norma IRAM 29571-2.

M.O.: materia orgánica calculada por % C.O. x 1,72.

Nt: nitrógeno total, determinación microkejdhal, según metodología SAMLA-PROMAR (2004).

Cationes en el extracto: determinación de Ca y Mg por complejometría con EDTA y determinación de Na y K por fotometría de llama, según metodología SAMLA-PROMAR (2004).

NO_3^- y NH_4^+: nitratos y amonio determinados por destilación, método de Bremner, según SAMLA-PROMAR (2004).

RAS: relación de adsorción de sodio, calculada a partir de la concentración de cationes en el extracto de pasta de saturación según fórmula: $RAS = \frac{Na}{[(Ca+Mg)/2]^{1/2}}$

Análisis estadístico:

Con los datos obtenidos se realizó un Anova, si el p value es < 0,05 se realizó el test de Tukey para determinar diferencias significativas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Propiedades fisicoquímicas:

En la figura 1 se detallan los resultados obtenidos de los parámetros que modifican directa o indirectamente propiedades fisicoquímicas del suelo. Se observa que el pH disminuye hasta los 40 cm de profundidad en la parcela con riego solamente sobre la línea. Este comportamiento se contradice con los esperado y con investigaciones precedentes (Munshower, 1994). El riego como practica aporta iones, fundamentalmente Ca^{+2}, Mg^{+2}, Na^{+1} y K^{+1} que en presencia de

CO_3^{-2} y HCO_3^{-1} en ambientes de acumulación, tienen reacción alcalina. Asimismo el aporte de bases cambiables produce un incremento del porcentaje de saturación, que conlleva al aumento de pH y si el proceso continúa podría generar la alcalinización del suelo (Zapata Hernández, 2004). Si bien el suelo posee alta permeabilidad, se registra un aumento de la conductividad eléctrica (CE) y de la concentración de cationes (Ca, Mg, Na y K) lo que confirma una de ganancia. Sin embargo en la línea de riego debajo del goteo, el suelo se acidifica. Esto podría atribuirse al proceso de nitrificación que se produce en el suelo debido tanto al amonio (NH_4^+) en solución, como al NH_4^+ producido por la amonificación del N orgánico aportado por el riego. Al realizar el riego y en función de las características del ambiente edáfico se produce rápidamente la transformación de NH_4^+ a NO_3^-. Teniendo en cuenta que se liberan 4 H^+ por cada mol de N transformado, podría ser la principal fuente de acidificación. Otro proceso que contribuye a la acidificación es la mineralización de la materia orgánica. Los resultados indicarían que hasta el momento en el ensayo predominarían las fuentes de acidificación relacionadas a la carga orgánica del riego por sobre las acumulación de iones de reacción alcalina.

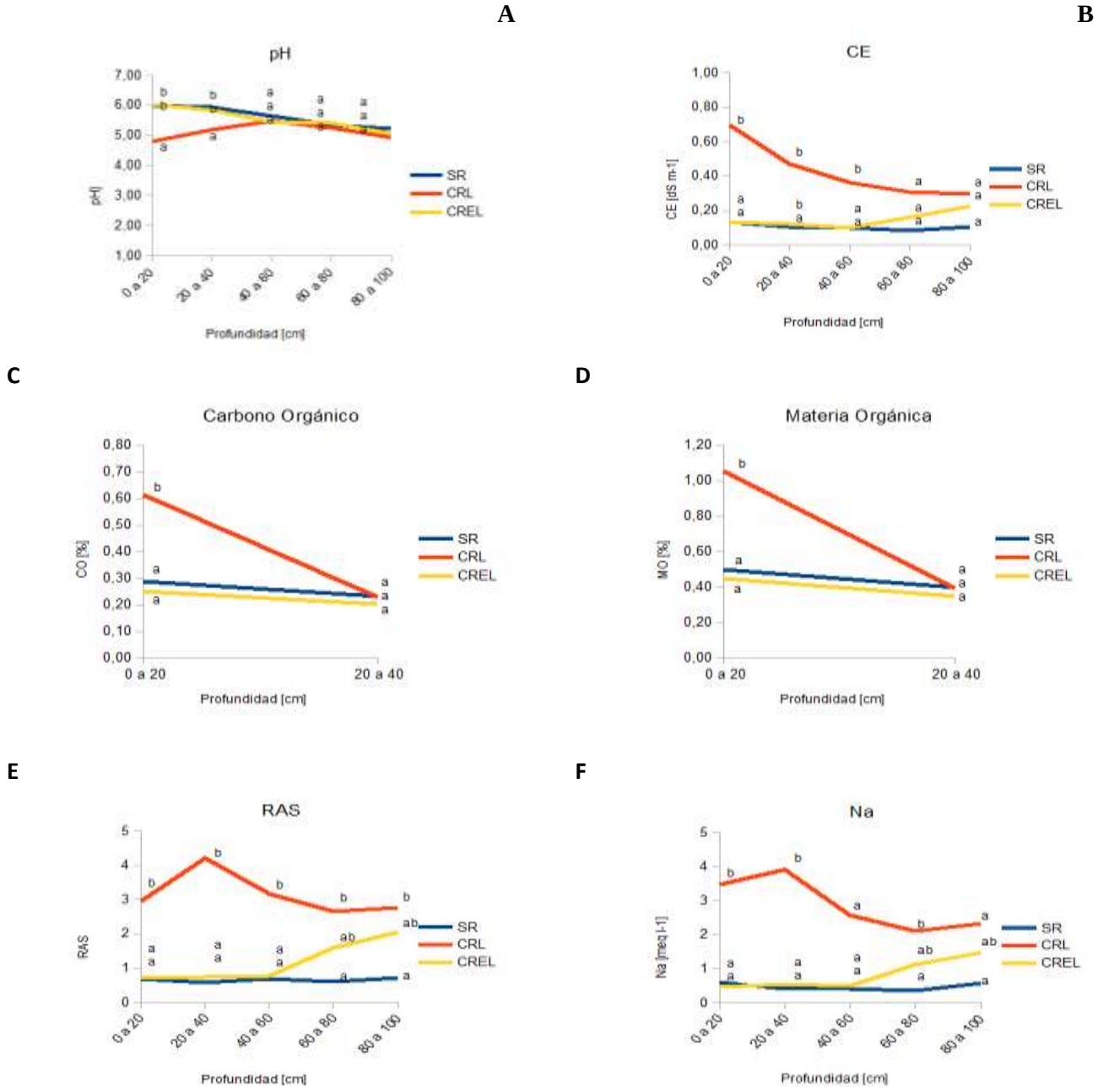


Figura 1: Determinación de pH (**A**), conductividad eléctrica (**B**), carbono orgánico (**C**), materia orgánica (**D**), RAS (**E**) y Sodio soluble en el extracto de pasta de saturación de suelo (**F**). Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas $p < 0,05$ por profundidad de suelo.

La CE evidencia un aumento superficial y una disminución gradual hasta la profundidad de 80 cm en la línea de riego. A la profundidad de 80 a 100 cm presenta un incremento para los 2 tratamientos con riego. Este incremento coincide con la existencia de una discontinuidad litológica a partir de los 90 cm, observada al momento del muestreo, que presenta materiales más finos y que actuaría como un impedimento del drenaje, ocasionando la acumulación de sales solubles a esta profundidad. La existencia de sales en la entrelinea indicaría que todo el perfil alcanzaría el estado de saturación en profundidad y podría indicar un movimiento transversal subsuperficial del agua. La relación de adsorción de sodio (RAS) presentó la misma tendencia que la conductividad eléctrica, aunque la entrelinea presenta un aumento a partir de los 60 cm. Si bien tanto la salinidad como la sodicidad se incrementan, ninguna alcanza valores críticos para el cultivo de *Eucaliptus grandis* en particular ni para la mayoría de los cultivos en general (Tzanakakis *et al*., 2003)

El contenido de CO y MO manifiestan un aumento debajo de la línea de riego. El aporte del efluente y un incremento de biomasa justificarían este incremento. Algunos trabajos indican que este tipo de efluentes sería de baja biodegradabilidad debido a una baja relación DBO/DQO (Yuan *et al*. 2012) por lo cual al ser incorporado elevaría los contenidos de CO debido a su permanencia en el suelo. El proceso de fijación de C contribuiría con la reducción de la emisión de gases de efecto invernadero.

Dinámica de los nutrientes.

En la figura 2 se exponen los resultados obtenidos en el presente ensayo. Se registró un incremento del contenido de Nitrógeno total en el estrato superficial. El aporte del efluente produjo un aumento del 100% en la línea de riego, hasta los 20 cm de profundidad. Esto permitiría incrementar la reserva de N del suelo y por consiguiente su fertilidad actual y futura. Este tipo de suelo posee naturalmente bajo contenido de N total, por lo tanto, el efluente permite incrementar el abastecimiento y la fertilidad del perfil.

El fósforo disponible aumenta su concentración a las 2 profundidades analizadas en la línea de riego, alcanzando valores 7 veces más altos que en la entrelinea a valores y en la parcela testigo sin riego. El P se caracteriza por tener una baja movilidad en el suelo, sin embargo se evidencia un incremento en el estrato subsuperficial. La riqueza del efluente y la baja capacidad de fijación de P debido a la textura arenosa del perfil podrían favorecer cierta movilidad de dicho elemento. El incremento de la fracción disponible de fósforo indica que por un lado se incrementa la fertilidad fosforada del perfil y por otro que el suelo se comporta como un buen receptor y permite retener un nutriente que generaba la eutrofización de las aguas superficiales. Incrementos en los contenidos de P y N fueron observados por otros autores (Alves da Silva *et al*., 2014; Rezapour *et al*., 2012;)

Las formas inorgánicas de N analizadas en la línea de riego presentan un comportamiento similar. Alcanzan los valores más altos en los primeros 40 cm de profundidad, decrecen hasta los 80 cm. A partir de los 80 cm de profundidad vuelva a aumentar la concentración en coincidencia con la aparición de un horizonte de menor permeabilidad debido al cambio textural abrupto. Como se enunció anteriormente, esta acumulación en profundidad podría indicar una lixiviación profunda que de estos iones solubles. Este comportamiento ya fue descripto para otros iones en el presente ensayo. En la entrelinea se observa que las formas inorgánicas de N presentan concentraciones similares al testigo, aunque se evidencia una tendencia a incrementarse a los 80 cm que se explicaría por la presencia del horizonte descripto previamente.

Si bien existe un incremento en profundidad, se evidencia que el sistema permite reducir en sentido vertical las formas inorgánicas de N y ajustando el volumen de riego podría disminuirse la lixiviación y la saturación profunda del perfil. Ajustar el volumen de riego a los requerimientos del cultivo permitirá reducir aún más los riesgos ambientales, que ya fueron disminuidos al eliminar el vertido al lago.

El análisis de la dinámica de las bases indica que el riego provoca un incremento por debajo de la línea en superficie y una disminución gradual a medida que se avanza en profundidad. Entre las bases solo el Ca registró un incremento en profundidad a partir de los 80 cm. Rezapour *et al* (2012) observaron incrementos de K similares a los observados en el presente trabajo. Tanto Mg como K, si bien son iones solubles, no registraron incrementos en profundidad, lo que estaría indicando un comportamiento diferencial que debería ser estudiado.

CONCLUSIONES

En una práctica que lleva 2 años de implementación la salinidad y sodicidad si bien incrementaron su valor se encuentran en rangos de diagnóstico bajos a muy bajos y no serían limitantes para la mayoría de los cultivos.

La disminución del pH sería un parámetro a estudiar, fundamentalmente en función de predecir la evolución cuando cese la práctica del riego.

Se han incorporado al suelonutrientes como fósforo, nitrógeno y bases que aumentan su factor capacidad, generando una reserva para futuros cultivos. El incremento de algunos iones móviles en profundidad indica que debe regularse el caudal de riego para aumentar la eficiencia de la forestación en el uso de los nutrientes aportados y evitar posibles pérdidas por lixiviación de nutrientes.

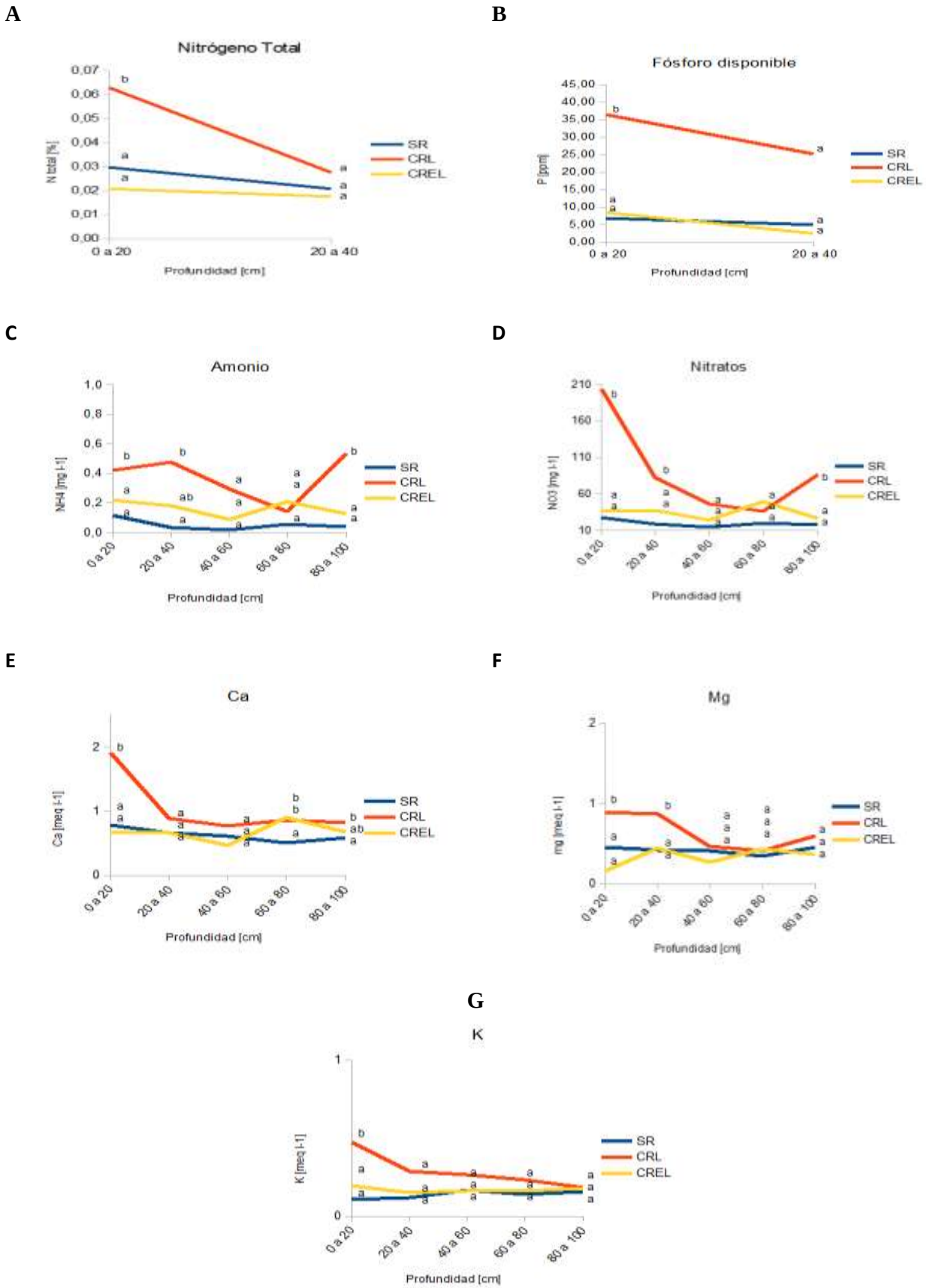


Figura 2: Determinación de nitrógeno total (**A**), fósforo disponible (**B**), amonio (**C**) nitratos (**D**). Calcio (**E**) , magnesio (**F**) y potasio (**G**) solubles en el extracto de pasta de saturación de suelo (**F**). Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas p < 0,05 por profundidad de suelo.

BIBLIOGRAFÍA

- Alves da Silva J.; M. Moraes Zanette & I Cechin I. 2014. The Influence of Municipal Treated Wastewater on Morpho-Physiological Characteristics of Eucalyptus Plants. Water Air Soil Pollut 225:2130 (1-8)
- Andrade, M.L., P. Marcet., M.L. Reyzábal & M.J. Montero. 2000. Contenido, evolución de nutrientes y productividad en un suelo tratado con lodos residuales urbanos. Edafología 7-3: (21-29).
- Khouri, N.; Kalbernatten, J.M. & C.R. Basrtone. 1994. Reuse of wastewater in agriculture: A guide for planners. Water and Sanitation Report. UNDP – World Bank and Sanitation Program. Washington DC. 63 pp.
- Munshower, F. F. 1994. Practical handbook of disturbed land revegetation. Boca Raton: Lewis Publishers. ISBN: 1566700264. pp 265
- Pizzolon, L.; Prosperi, C.; Silva, H. & G. de Emiliani, M. 1997. Inventario de ambientes dulceacuícolas de la Argentina con riesgo de envenenamiento por Cianobacterias. Ing. Sanit. y Ambiental 33: 26-34.
- Rezapour, S., Samadi, A. & H. Khodaverdiloo. 2012. Impact of long-term wastewater irrigation on variability of soil attributes along a landscape in semi-arid region of Iran. Environ. Earth Science, 67, (1713–1723).
- Tzanakakis V.E.; N.V. Paranychianakis; S. Kyritsis & A.N. Angelakis. 2003. Wastewater treatment and biomass production by slow rate systems using different plant species. Water Science & Technology: Water Supply 3-4 (185–192).
- Yuan, X., H. Sun & d. Guo. 2012. The removal of COD from coking wastewater using extraction replacement biodegradation coupling. Desalination, 289, (45–50).
- Zapata Hernández, R. 2004.Química de la acidez del suelo. UNAL, Colombia .pp 199
- SAMLA-PROMAR. 2004. Sistema de apoyo metodológico para laboratorios de suelos y aguas. SAGyP.

C4P133. EXPERIENCIA PRODUCTIVA DE SORGO BIOENERGÉTICO BAJO CONDICIONES EDÁFICAS LIMITANTES EN TUCUMÁN – PROYECTO BIOSORGO

Tonatto J. [1,2]; Corbella R.D.[2]; Fandos, C.[1]; Plasencia A.M.[2]; Casen S. [1];Acevedo, A.[3] y Romero, E.R. [1].

[1] Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres. Avenida William Cross. Las Talitas, Tafí Viejo, Tucumán. Argentina. jtonatto@eeaoc.org.ar

[2] Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucuman. Avenida Roca 1900. San Miguel de Tucuman. Argentina.

[3]Empresa Graneros S.A.

RESUMEN

La provincia de Tucumán posee condiciones agroecológicas adecuadas para la producción de biomasa, destacándose el cultivo de la caña de azúcar con más de 269.000 ha cosechables. Recientemente ha cobrado relevancia otro cultivo bioenergético no tradicional: el sorgo azucarado y el de alto contenido de fibra. Estos pueden producirse en una gran variedad de ambientes, con cierta tolerancia a salinidad y con escasa pluviometría. Con el fin de contribuir a la diversificación de la matriz energética y realizar aportes concretos a la sustentabilidad, se llevó adelante un proyecto cuyo objetivo fue lograr pruebas de producción a escala comercial de sorgo azucarado como cultivo energético complementario de la caña de azúcar (Proyecto Biosorgo). Se realizaron experiencias en el departamento Graneros, localidad de Monte Toro (Llanura Deprimida salina). Las características climáticas de la región responden a un mesoclima seco sub-húmedo cálido. La precipitación acumulada para los meses de enero de 2016 a julio de 2017 fue de 721 mm y una evapotranspiración potencial de 659 mm. La temperatura media de dicho periodo fue de 22ºC. El suelo es un Haplustol fluvacuentico con sus fases salinas y salina-sódicas y limitada aptitud agrícola. El híbrido de sorgo sembrado fue Argensil 165 BIO (Argenetics Semillas). La siembra se realizó el 18 de enero de 2017 bajo el sistema de siembra directa. Se realizó el cultivo sin el agregado de fertilizantes ni riego suplementario. Se muestreó el suelo a diferentes profundidades (0-20, 20-50 y 50-100 cm) previo a la fecha siembra y próximo al momento óptimo de cosecha, determinando pH, Carbono Orgánico %, Conductividad eléctrica dS/m (CE). Se identificaron zonas con niveles diferenciales de CE y pH. A su vez, se realizaron visitas de campo donde se registraron aspectos relacionados con el crecimiento y desarrollo del cultivo. Como soporte para la definición de áreas con niveles contrastantes de desarrollo de biomasa se utilizaron series de imágenes de Índice de Diferencia de Vegetación Normalizado (NDVI). Las determinaciones iniciales de CE registraron valores de 4 a 6,8 dS/m y al avanzar el ciclo se observaron disminuciones importantes de estos niveles (0,83 a 4,4 dS/m) por el efecto de la lixiviación restringida de sales a causa de las precipitaciones. El pH fue de 7,4 a 8 en el nivel superficial y de 8,2 a 9,2 en profundidad, lo que probablemente se asocie a la presencia de suelos salino-sódicos. Se determinaron valores de rendimiento cultural de 18 a 25 t/ha para aquellos sectores con menor nivel de salinidad, y de 8 t/ha para aquellos sectores con elevado nivel. Cabe destacar que niveles de CE cercanos o mayores a 7,3 dS/m, asociados a posibles condiciones de sodicidad, imposibilitaron el establecimiento del cultivo de sorgo azucarado. El origen de los diferentes tenores salinos estaría relacionado al ingreso de agua al perfil de suelo, al proceso evapotranspiratorio, al relieve predominante y a tareas de sistematización realizadas en estas unidades productivas. Los resultados obtenidos demostraron la aptitud de este cultivo en zonas que imponen severas limitantes de tipo ambiental y edáfico.

Palabras clave: salinidad, sodicidad, rendimiento

C4P134. MINERALOGÍA DE UNA ROCA ZEOLÍTICA Y SU APTITUD PARA MEJORAR LA RETENCIÓN HÍDRICA DE UN SUELO ARENOSO

Torres Duggan, M[1].; Rodríguez, MB[2]; Castro, L[2,]; Leal, P y Cozzi, G[4].

[1]Tecnoagro, Girardot 1331. Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Argentina. torresduggan@tecnoagro.com.ar; [2]Facultad de Agronomía (UBA), [3] FCEN-IGEBA (UBA). [4]SEGEMAR-INTEMIN.

RESUMEN

La zeolita natural es considerada uno de los principales minerales que pueden mejorar la capacidad productiva de los suelos, principalmente aquellos arenosos debido a su aptitud para incrementar la retención hídrica. Los objetivos del trabajo fueron: (1) caracterizar las propiedades petrográficas y mineralógicas de una roca portadora de zeolita obtenida en el Distrito de Paganzo (La Rioja), (2) analizar la capacidad de la zeolita para mejorar la retención hídrica de un suelo Haplustol éntico y (3) evaluar la aptitud de uso de la zeolita como enmienda de los suelos. Con tal fin se realizaron análisis petrográficos (secciones delgadas) y mineralógicos (SEM, DRX). También se analizó la capacidad de retención hídrica ajustando el modelo de van Genuchten, y se analizaron el contenido de agua útil (AU=[HG_{cc} (ψ=-33 kPa)-HG_{PMP}(ψ=-1500 kPa]) y fácilmente disponible (AFD=[HG_{CC} (ψ=-33 kPa)-HG(ψ=-100 kPa]). La información obtenida permitió clasificar a la roca portadora de zeolita como una toba vítrea y a la zeolita como Heulandita/Clinoptilolita (HEU/CLI). Respecto de la aptitud mejoradora de la retención hídrica, si bien la menor dosis de zeolita (SZ1=25 g kg^{-1}) no la modificó, se observaron aumentos de 9, 16 y 24% en el agua retenida en capacidad de campo y de 0, 13 y 28% en la fracción de AU para los tratamientos SZ2 (suelo + 50 g kg^{-1} de zeolita), SZ3 (suelo + 75 g kg^{-1} de zeolita) y SZ4 (suelo + 100 g kg^{-1} de zeolita), respectivamente. De modo que el mayor efecto de la aplicación de la zeolita se evidenció en la fracción de AFD, que aumentó 272, 254 y 245% en relación al suelo natural para SZ2, SZ3 y SZ4, respectivamente. Estos resultados permitieron demostrar la aptitud de la zeolita para mejorar la condición hidrofísica de suelos arenosos, aspecto que destaca el potencial de uso del mineral en ambientes limitados por la disponibilidad de agua, tanto en áreas irrigadas como de secano.

Palabras claves: Zeolita, Heulandita, Clinoptilolita

INTRODUCCIÓN

En los últimos tiempos se evidencia un creciente interés en la utilización de los minerales en general y de la zeolita natural en particular como práctica para mejorar la calidad de los suelos y la productividad de los cultivos. Las zeolitas presentan propiedades de gran interés como fertilizante y enmienda de suelo como por ejemplo la elevada CIC, alta retención hídrica, nano microporosidad, entre otras (Ramesh & Reddy, 2011). En la Argentina se dispone de yacimientos en explotación como los del Distrito de Paganzo en la provincia de La Rioja (Herrmann & Torres Duggan, 2016; Torres Duggan & Rodríguez, 2015). También se ha intensificado recientemente la prospección y detección de rocas portadoras de zeolitas en otras provincias como Chubut, Mendoza y San Juan (Gozálvez, com.pers.). La caracterización mineralógica y química, como así también la cuidadosa selección del tipo de material zeolítico representan aspectos fundamentales para determinar el uso tecnológico (Sangeetha & Baskar, 2016). Por otra parte, el conocimiento de las curvas de retención hídrica del suelo y de éste tratado con el agregado de la zeolita representa un paso fundamental para inferir y comprender la influencia del agregado de este mineral sobre la disponibilidad de agua para las plantas. La posibilidad de incrementar la retención y disponibilidad de agua para los cultivos en suelos arenosos a través de la aplicación de rocas portadoras de zeolitas con diferentes concentraciones de HEU/CLI representa un aspecto de gran interés agronómico, sobre todo para el mejoramiento de la fertilidad de suelos en regiones áridas y/o semiáridas. Si bien estos geoambientes representan 2/3 de la superficie del territorio argentino, la viabilidad económica y productiva del uso de las zeolitas depende de diversos factores como la localización de los yacimientos portadores de zeolitas y la distancia entre éstos y las zonas de uso de los minerales, tipo de cultivos, disponibilidad de riego, entre otros. Bajo condiciones de secano (*e.g.* zonas semiáridas/sub-húmedas) el agregado de zeolitas permitiría mejorar la conservación del agua de lluvia, mejorando la productividad de pastizales naturales. En áreas irrigadas, propias de superficies agrícolas ubicadas en zonas áridas, la utilización de las zeolitas permitiría mejorar la eficiencia de uso de agua (EUA), reduciendo parcialmente las láminas de riego y por consiguiente disminuyendo los costos de riego. Los objetivos del presente trabajo fueron: (1) Analizar las propiedades petrográficas y mineralógicas de una roca portadora de zeolita del Distrito de Paganzo (la Rioja), (2) evaluar el funcionamiento hidrofísico del suelo tratado con estas rocas en un suelo Haplustol éntico y (3) evaluar la aptitud de uso de este material como enmienda de suelos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Obtención de las muestras de zeolita

Las rocas portadoras de zeolitas (Figura 1-B) se obtuvieron de afloramientos localizados en la Cuenca de Paganzo, Departamento de Independencia, La Rioja (Figura 1-A), y corresponden a la Fm. Los Llanos. Los depósitos zeolíticos sedimentarios del Distrito de Paganzo, correspondientes al Neógeno, evolucionaron a partir de aportes piroclásticos durante la fase efusiva del levantamiento de los Andes (Carrizo *et al*., 2006).

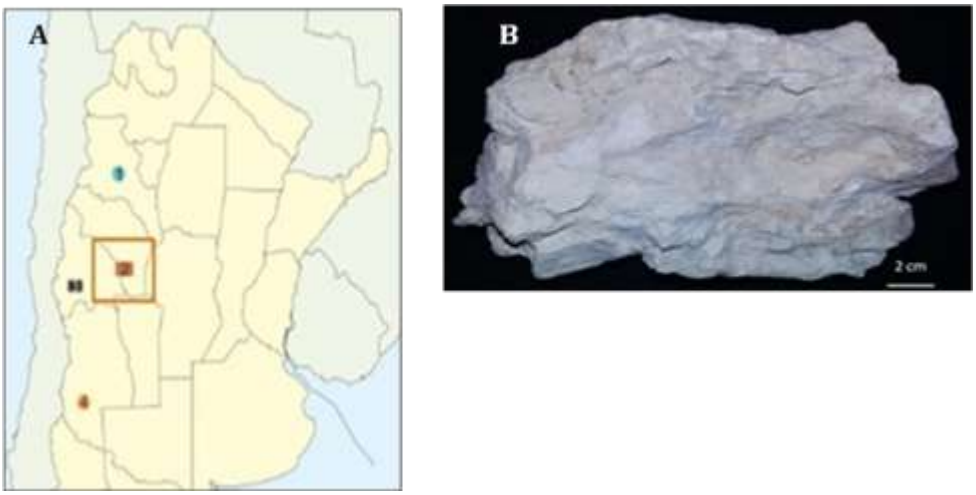


Figura 1: (A) Localización geográfica del área de extracción de las rocas portadoras de zeolitas y (B) su aspecto externo (muestra de mano).

Análisis petrográficos, mineralógicos y químicos

A partir de las muestras de mano seleccionadas se realizaron cortes petrográficos (secciones delgadas de 30 μm) para su observación microscópica. Esta técnica permite clasificar el tipo de roca a través de su mineralogía y observar su micromorfología (*e.g*. textura, tamaño de los granos, entre otros rasgos).

Para determinar la especie mineralógica de zeolita y los minerales asociados en las muestras se utilizaron las técnicas de microscopia electrónica de barrido (SEM) y espectrometría de dispersión de energía de rayos X (EDS) que se llevaron a cabo en el Centro de Microscopias Avanzadas de la Facultad de Ciencias y Exactas y Naturales (UBA). Se utilizó un equipo Zeiss SUPRA TM 40 que cuenta con cañón de electrones por emisión de campo y una columna GEMINI® de tercera generación. El análisis por DRX se efectuó con un difractómetro de polvo marca Philips, modelo X`Pert MPD, con tubo de rayos X de cobre, goniómetro vertical theta/2theta, monocromador secundario curvo de grafito y detector proporcional sellado de Xe y se utilizó dispositivo para rotación de las muestras ("spinner"). Se analizaron aproximadamente 10 gramos de muestra que fue pulverizada en mortero de mano de carburo de tungsteno hasta lograr un material pasante tamiz de malla ASTM Nº 200 (74 μm). Posteriormente se confeccionó una preparación de polvo al azar utilizando portamuestra circular. La colección de datos se realizó en el intervalo de barrido 2theta comprendido entre 5 y 70º con paso/tiempo de 0,03º/2seg, slit de divergencia y antidispersión de 1º y slit de recepción de 0,2 mm.

Disponibilidad de agua útil, fácilmente disponible y curvas de retención hídrica

Para evaluar el impacto de la zeolita sobre la retención y disponibilidad de agua se formularon diferentes combinaciones de suelo natural (S) y zeolita (25, 50, 75 y 100 g kg^{-1}) utilizando recipientes de 500 cm^3 (*i.e.* SZ1, SZ2, SZ3, SZ4 respectivamente). El suelo utilizado en el estudio se obtuvo de la capa superficial de suelo Haplustol éntico, serie "Loma Medanosa" ubicado en Huinca Renancó de pH=6,10; CE=1,00 $dS*m^{-1}$; MO=11,20 g kg^{-1}; CIC=5,80 $cmol_c$ kg^{-1}; arena=87%; limo=5,50%; arcilla=7,5% (Ongaro & Sánchez, 2007). Posteriormente, se procedió a determinar la retención de agua en cinco niveles de succión mátrica: 33, 100, 500, 750 y 1500 kPa utilizando la metodología de Richards (1965). En base a los valores de las constantes hídricas de CC y PMP se calcularon los contenidos de agua útil (AU) y agua fácilmente disponible (AFD), según las ecuaciones (1) y (2):

$AU=HG_{cc}$ (ψ=-33 kPa)-HG_{PMP}(ψ=-1500 Kpa) Ec. (1)

$AFD= HG_{CC}$ (ψ=-33 kPa)-HG(ψ=-100 Kpa) Ec. (2)

Con el fin de generar las curvas de retención hídrica características, los datos de humedad gravimétrica en los diferentes niveles de succión mátrica se ajustaron al modelo de retención hídrica de van Genuchten (1980), considerando la restricción m= 1-1/n. Para ello se utilizó el programa RETC (van Genuchten *et al.*, 1991), obteniéndose en todos los casos una estimación de los parámetros del modelo cuyo R^2 resultó mayor a 0,89.

RESULTADOS

Clasificación de la roca y la zeolita.

En la composición de la roca portadora de las zeolitas se diferenciaron agregados friables de tamaño fino (<1mm) y color blanco. Al microscopio petrográfico se reconoció la naturaleza piroclástica, con predominio de vitroclastos y trizas, que ocuparon entre el 70 y el 80% del volumen (Figura 2).

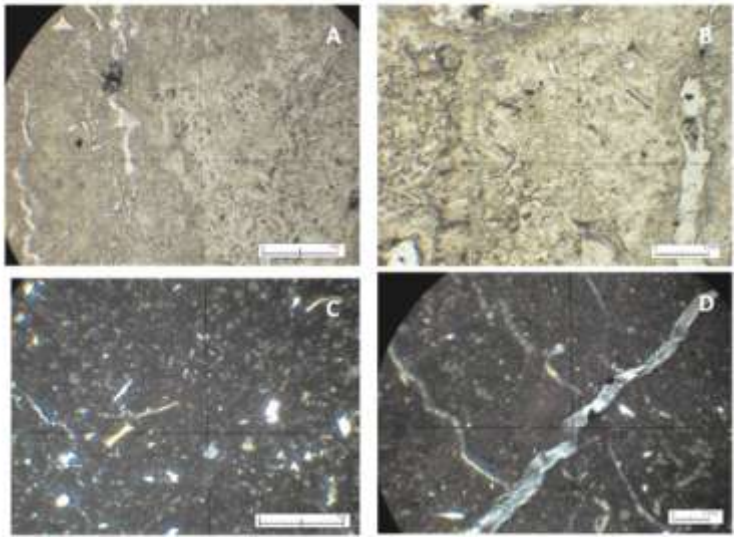


Figura 2: Secciones delgadas mostrando la micromorfología de la roca portadora de zeolita. A. Vista sin analizador donde se observa la matriz de vidrio volcánico y bandeamiento. B. Trizas. C. Vista general con analizador donde se observa mica y cuarzo. D. Venillas

Los vitroclastos se encontraron en estado fresco y tamaños inferiores a 100 µm. El 30% restante lo ocuparon cristaloclastos de 100 µm de tamaño medio, reconociéndose cristales de cuarzo (20%), micas (5%), feldespatos (3%) y anfíboles (2%). En cantidades subordinadas se observaron cristales aislados de circón y minerales opacos de formas anhedrales y tamaños inferiores a 50µm. Las muestras presentaban fracturas de aproximadamente 20 µm de espesor que se hallaban rellenas por agregados minerales muy finos cuyos hábitos fibrosos y sus bajas birrefringencia sugirieron especies de zeolitas. En base a estas características la roca se la clasificó como una toba vítrea. Bajo microscopía electrónica (SEM) se detectaron sectores de la matriz vítrea donde se hallaron agregados de cristales secundarios. Estos agregados rellenaban cavidades o bien crecían a expensas de la matriz vítrea. En todos los casos se trató de cristales tabulares. La morfología de estos agregados así como la combinación de formas de los cristales resultaron típicas de las zeolitas (Figura 3) del grupo de la Heulandita/Clinoptilolita - HEU/CLI (Gottardi & Galli, 1985).

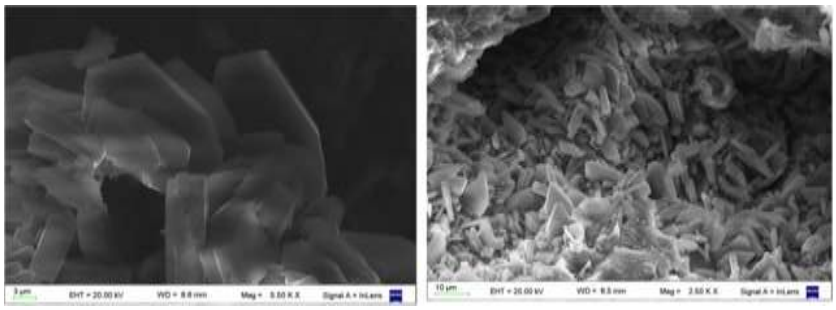


Figura 3: Microfotografía electrónica (SEM) de agregados de cristales de Clinoptilolita rellenando cavidades de la roca

Los análisis químicos realizados mediante EDS en cuatro áreas, como así también el análisis por DRX confirmaron el tipo de zeolita presente en la toba (datos no mostrados). Así, se estableció que la fracción cristalina de la roca presentaba dominio de Heulandita/Clinoptilolita, y constituyentes minoritarios de plagioclasas y ausencia de filosilicatos.

Comportamiento hidro-físico del suelo tratado con la roca zeolítica.

El mayor impacto del agregado de la zeolita sobre las constantes hídricas CC y PMP se evidenció a partir del segundo nivel de dosis (50 g kg^{-1}), mientras que la dosis más baja (25 g kg^{-1}) no afectó significativamente la magnitud de las constantes hídricas. El agregado de zeolita aumentó 9, 16 y 24% el contenido de agua retenida en CC y 0, 13 y 28% la fracción de AU para los tratamientos SZ2, SZ3 y SZ4, respectivamente. Se destacó un efecto muy considerable de la aplicación de la zeolita (Figura 4) en la fracción de AFD en comparación al suelo natural (271, 254 y 245% superior al testigo en SZ2, SZ3 y SZ4, respectivamente).

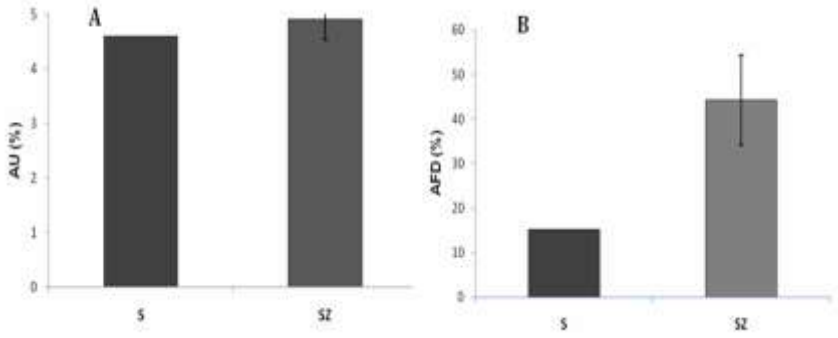


Figura 4: Agua útil (A) y fracción de agua fácilmente disponible (B) en suelo natural (S) y suelos tratados con zeolita (SZ). Los valores indican la media de las diferentes dosis evaluadas (25, 50, 75 y 100 g kg^{-1}) y las barras el DE de la media.

El agregado de zeolita en la dosis más baja (*i.e*.SZ1) no modificó la condición hidrofísica del suelo y por consiguiente la curva de retención hídrica fue similar a la del suelo natural. Por el contrario, la aplicación de dosis más elevadas (*i.e*. SZ2, SZ3 y SZ4) incrementó la retención hídrica en todo el gradiente de succión mátrica explorada, tanto dentro del rango energético correspondiente al contenido de AU como así también a bajos niveles de succión mátrica (Figura 5).

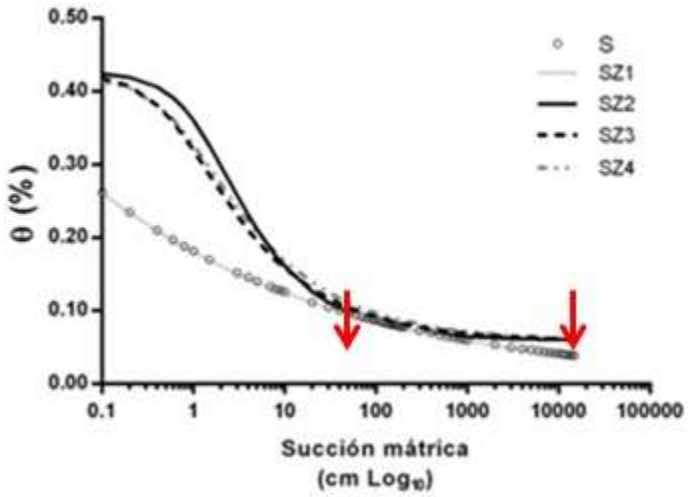


Figura 5: Curva de retención de agua del suelo tratado con diferentes dosis de zeolita. S=suelo natural; SZ1= suelo tratado con 25 g kg^{-1} de zeolita. SZ2=suelo tratado con 50 g kg^{-1} de zeolita; SZ3=suelo tratado con 75 g kg^{-1} de zeolita y SZ4=suelo tratado con 100 g kg^{-1} de zeolita.

DISCUSIÓN

Análisis petrográfico y mineralógico de la roca zeolítica

Los análisis mineralógicos realizados demuestran el origen volcánico de las rocas portadoras de zeolitas, coincidiendo con otras investigaciones realizadas en el área de estudio (Carrizo *et al.*, 2006; Agosto, 2012). La ausencia de filosilicatos en la muestra estudiada, como así también la presencia de trizas, evidencian un bajo grado de meteorización del material precursor de la zeolita. Cabe destacarse que la presencia y tipo de filosilicatos dentro de las rocas portadoras de zeolitas es un atributo importante para predecir y/o analizar el funcionamiento hidrofísico de la enmienda zeolítica en el suelo, particularmente cuando se detectan esmectitas acompañando a la HEU/CLI. A diferencia de la HEU/CLI, las esmectitas aumentan su volumen durante la hidratación y viceversa cuando se secan, cambiando la densidad aparente del suelo según el nivel de humedad considerado y eventualmente pudiendo alterar la porosidad del suelo, dependiendo de la concentración y de las propiedades del suelo considerado. Por el contrario, la presencia de arcillas no expandentes (*e.g.* illita) no tendría influencia sobre la retención de agua.

La presencia de HEU/CLI como grupo mineralógico de zeolita también coincide con la mayoría de los estudios petrográficos que se han realizado en esta región. Este aspecto es de gran relevancia ya que estos minerales presentan propiedades de gran interés agronómico como una elevada CIC, elevada microporosidad y capacidad de retención específica de amonio (Ramesh & Reddy, 2011).

Desde el punto de vista de la valoración agronómica de la toba zeolítica para ser utilizada como enmienda y/o acondicionador de suelos, la "fracción activa" en términos del intercambio reversible de agua y cationes lo constituye la relación HEU/CLI (*i.e.* 20-30% v/v). Los minerales acompañantes (*e.g.* cuarzo, plagioclasas), debido a su escasa reactividad en el suelo y por no presentar propiedades homólogas a la zeolita como retención e intercambio de iones o de agua, se pueden considerar a los fines prácticos como "impurezas". Sin embargo, en otras investigaciones realizadas en la Cuenca de Paganzo, como la llevada a cabo por Carrizo *et al.* (2006), además de cuarzo, feldespatos y/o micas, se detectó que algunas muestras minerales como yeso o carbonatos podrían tener un valor agronómico tanto por el aporte de nutrientes esenciales biodisponibles, como así también por su reacción en el suelo (*e.g.* hidrólisis alcalina de los carbonatos, aporte de calcio y azufre del yeso). Esto demuestra la relevancia de la caracterización química y mineralógica de las rocas portadoras de zeolitas y de la selección inteligente del tipo de zeolita a ser utilizada en el ámbito agropecuario (Sangeetha & Baskar, 2016). Esta información constituye un aporte el conocimiento científico sobre zeolitas en Argentina, considerado aún insuficiente si se considera en el contexto de una mayor integración de aspectos geológicos, petrográficos y mineralógicos dentro de proyectos de aplicación agronómica. El objetivo final de la información que se

genere será predecir el comportamiento de las rocas portadoras de zeolitas en el sistema suelo y/o suelo-planta, como así mejorar la interpretación y evaluación de los efectos de la aplicación de estos materiales sobre el suelo y/o los cultivos.

Comportamiento hídro-físico del suelo tratado con la roca zeolitica

Los cambios observados en la condición hidrofísica del suelo (*i.e.* retención de agua en diferentes succiones mátricas) permitieron demostrar la efectividad de la zeolita en aumentar la disponibilidad de AU y AFD, coincidiendo con resultados obtenidos por otros investigadores (Ippolito *et al.*, 2010; Campos Bernardi *et al*, 2013). Asimismo, Torres Duggan & Rodríguez (2015) observaron aumentos del 28% en la producción de materia seca de raigrás (*Lolium perenne* L) en experimentos realizados en maceta bajo cubierta en un suelo Haplustol éntico cuando se impuso una condición de sequía (60% de AU). Dicha mejora se asoció con un aumento en la absorción de N promovida por la mayor conservación y utilización de agua en los tratamientos que recibieron la aplicación de 50 g kg^{-1} de zeolita. Si bien los estudios descriptos en este trabajo permiten conocer aspectos básicos de las características y funcionamiento de las zeolitas, aspecto insoslayable en el marco de una evaluación integral del mineral para determinar su aptitud para aplicaciones agronómicas, es necesario reducir la brecha de conocimiento sobre el impacto del agregado de estas enmiendas sobre los suelos y cultivos en condiciones de campo. Esta información es imprescindible para generar modelos y recomendaciones de manejo a escala de establecimiento agropecuario. Así, se debería estimular el establecimiento de redes experimentales en gradientes ambientales que permitan explorar la incidencia de diferentes dosis, métodos de aplicación y condiciones climáticas sobre la productividad de los cultivos y el aprovechamiento de recursos abióticos como agua y nutrientes.

CONCLUSIONES

La aplicación e integración de análisis petrográficos y mineralógicos permitió clasificar a la roca portadora de zeolita como una toba vítrea y determinar el tipo mineralógico de zeolita dentro del grupo de la HEU/CLI. Se demostró la capacidad de la zeolita para mejorar la disponibilidad de agua para las plantas. Así, la aplicación de zeolita aumentó 9, 16 y 24% el contenido de agua retenida en CC y 0, 13 y 28% la fracción de AU para los tratamientos SZ2, SZ3 y SZ4, respectivamente. Asimismo, el agregado de este tectosilicato, aumentó muy marcadamente el contenido de AFD en comparación al suelo natural: 271, 254 y 245% superior al testigo en SZ2, SZ3 y SZ4, respectivamente. Estos resultados coinciden con la mayor parte de las investigaciones realizadas a nivel internacional que destacan el beneficio del uso de la zeolita sobre la retención y conservación de agua en suelos arenosos de zonas áridas y semiáridas.

BIBLIOGRAFÍA

-Agosto, MF. 2012. Estudio de zeolitas procedentes de depósitos argentinos. Aspectos tecnológicos que posibilitan su aplicación en agroindustria y contralor ambiental. Facultad de Ciencias Exactas, Departamento de Química. Tesis Doctoral. 185 p.

-Campos Bernardi, AC; P Anchao Oliviera; MB de Melo Monte & F Souza-Barros. 2013. Brazilian sedimentary zeolite use in agricultura. *Microporous and Mesoporous Materials* 167:16-21.

-Carrizo, R.; E Donnari; O Marcos & A Prieri. 2006. Potencial geológico-minero de ceolitas sedimentarias en el distrito Paganzo. Serie contribuciones técnicas Nº29. Provincia de La Rioja. República Argentina. Instituto de Geología y Recursos Minerales. SEGEMAR. 28 pp

- Gottardi, G. & E Galli. 1985. Natural zeolites. Berlin, Springer Verlag. 409 pp.

-Herrmann, C. & M Torres Duggan. 2016. Fertilizantes y enmiendas de origen mineral: caracterización y uso en la Argentina. En: Suelos y Geología Argentina. 2016. Una visión integradora desde diferentes campos disciplinarios. Capítulo 13. Pereyra, FX y M Torres Duggan (editores). Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo (AACS). Asociación Geológica Argentina (AGA). Universidad Nacional de Avellaneda (UNDAV). p 329-355.

-Ippolito, J.A.; DD Tarkalson & GA Lehrsch. 2010. Zeolite soil application method affects inorganic nitrogen, moisture, and corn growth. *Soil Science*. 176: 136-142.

- Ongaro, A. & A. Sanchez. 2007. Estudio de suelos del establecimiento San Antonio. TECNOAGRO SRL. 30 p.

- Ramesh, K. & DD Reddy. 2011. Zeolites and their potential uses in agriculture. *Advances in Agronomy*, 113:219-241.

-Richards, L.A. 1965. Physical condition of water in soil. In: Methods of soil analysis. Agronomy Nº9. ASA. INC. Madison, Wisconsin. USA; C.A. Black (Ed). Par 1. 2nd Ed. 131-137 p.

-Sangeetha, C & P Baskar. 2016. Zeolite and its potential uses in agricultura: A critical review. *Agricultural Reviews* 37 (2): 101-108.

-Torres Duggan, M & MB Rodríguez. 2015. Biomasa y aprovechamiento de agua y nitrógeno de raigrás en un Haplustol éntico tratado con residuos de *feed lot* y zeolitas. Actas del Simposio de Fertilidad del IPNI-Fertilizar AC. 9 pp

-van Genuchten, M Th. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am.J.* 44: 892-898.
-van Genuchten, M Th; FJ Leij & SR Yates. 1991. The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. EPA/600/2-91/065.

CRP135. RELEVAMIENTO DE LA CALIDAD DE AGUA PARA RIEGO COMPLEMENTARIO EN LA REGIÓN PAMPEANA

Torres Duggan, Martín*[1]; Rimski Korsakov, Helena[2]; Álvarez, Carina R.[2] y Lamelas, José A.[1]

[1)] Tecnoagro; [2)] Facultad de Agronomía (UBA)

*Autor de contacto: torresduggan@tecnoagro.com.ar; Girardot 1331, C1427AKC CABA, Teléfono: (011) 4553-2474

RESUMEN

El riego complementario en la Región Pampeana permite aumentar y estabilizar los rendimientos de los cultivos de grano. Sin embargo, cuando la calidad del agua de riego es deficiente puede salinizar y/o sodificar el suelo, disminuyendo los rendimientos. El objetivo del presente trabajo fue relevar y clasificar la calidad y la aptitud de las aguas para su utilización en riego complementario en Entre Ríos, sur de Santa Fe, norte y sur de Buenos Aires. Se analizó el pH, la conductividad eléctrica y la relación de adsorción de sodio en 497 muestras de agua subterránea proveniente de perforaciones comerciales. La clasificación de las aguas se realizó utilizando dos sistemas: INTA y FAO. Siguiendo la clasificación del INTA el riesgo de salinización de las aguas fue bajo. Sólo se verificó un leve riesgo en la zona sur de Santa Fe, donde el 37% de las muestras presentaron calidad dudosa. Por otro lado, el riesgo de sodificación fue bajo en la mayor parte de las zonas con excepción de la región sur de Santa Fe, donde el 95% de las muestras mostraron una calidad riesgosa. Tomando como referencia la clasificación de aguas de FAO, a excepción de las aguas del sur de la provincia de Buenos Aires que no presentó riesgo de salinización, las otras zonas evidenciaron una restricción de uso ligero. Por otro lado, el riesgo de sodificación fue nulo o ligero en todas las zonas a excepción del sur de Santa Fe, donde el riesgo fue severo en el 70% de las muestras. Los dos criterios utilizados para clasificar la calidad de las aguas (INTA y FAO) presentaron patrones de comportamiento similares, donde el riesgo de salinización fue bajo, mientras que el de sodificación fue más significativo, siendo crítico en la zona sur de Santa Fe.

Palabras clave: Salinización, sodificación, suelo

INTRODUCCIÓN

El objetivo del riego complementario en la Región Pampeana es aumentar y estabilizar los rendimientos de los cultivos extensivos (Pilatti *et al.*, 2005). Sin embargo, cuando la calidad del agua de riego utilizada es deficiente (*e.g.* alta relación de adsorción de sodio, RAS), existe riesgo de deterioro de la calidad física del suelo, y eventualmente del rendimiento de los cultivos. Esto se asocia a una menor capacidad de aprovechamiento de recursos como agua o nutrientes. Este deterioro puede ser causado por la salinización y/o sodificación del suelo, que impactan negativamente sobre su calidad. Cuando existen déficits hídricos importantes, como en la campaña 2008/09 o en la 2017/18, se incrementa la proporción relativa del agua de riego aplicada en relación a la de las lluvias, aumentando el riesgo de deterioro de la condición física edáfica. La magnitud de dicho riesgo depende de diversos factores, siendo la calidad del agua un aspecto determinante a escala de agrosistema.

A partir del análisis químico de las aguas de riego se puede evaluar su aptitud de uso. El INTA (1999) generó un sistema de clasificación de aguas de riego para sistemas de riego complementario de la Región Pampeana. Así, éste propone la medición de la conductividad eléctrica (CE) para evaluar el riesgo de salinización (Tabla 1), y la relación de adsorción de sodio (RAS) para evaluar el riesgo de sodificación del suelo (Tabla 2).

Tabla 1. Clasificación de aguas de riego complementario según el riesgo de incrementar la salinidad de los suelos a partir de medir la conductividad eléctrica (CE: dS/m) de las aguas (INTA, 1999).

	CE (dS/m)
Aguas seguras	< 2
Aguas dudosas	2-4
Aguas riesgosas	> 4

Nota: se asume que la capa freática se encuentra por debajo de 3 m

Tabla 2. Clasificación de aguas de riego complementario de acuerdo al riesgo de sodificación evaluado a través su relación de adsorción de sodio - RAS (INTA, 1999) para distintas zonas de la Región Pampeana. Se brindan características de las condiciones de evaluación.

Zona	RAS			Características de condiciones de evaluación
	Aceptable	Dudosa	Riesgosa	
SE Buenos Aires	< 15	15-20	> 20	6-7% MO, 25 a 26% de arcilla. Riego promedio: 70-160 mm/año
N Buenos Aires, SE Santa Fe y SO Entre Ríos	< 10	10-15	> 15	2,5-3% MO, 22 a 24% de arcilla. Riego promedio: 150-200 mm/año
NE Santa Fe	< 7	7-12	> 12	2% de MO, arcilla 26%, limo 70%. Riego promedio 150-300 mm/año
Centro S Córdoba	< 5	5-10	> 10	1,5%-2% de MO, textura franco limosa en superficie. Riego promedio: 200-350 mm/año

Por otro lado, FAO también propuso un sistema de clasificación de aguas que evalúa el riesgo de afectar la infiltración de agua en el suelo combinando el análisis de la CE y la RAS (Ayers & Westcot, 1985) (Tabla 3). Este criterio tiene en cuenta el efecto positivo de las sales sobre la floculación de las arcillas en suelos dispersos por altos contenidos de sodio. Dicha clasificación puede tomarse solo como orientativa, ya que al igual que la de Riverside, fue propuesta para zonas áridas o semiáridas, donde el riego es de tipo integral. Por ello, el uso del sistema de FAO puede resultar muy restrictivo para su utilización en sistemas con riego complementario en donde la mayor parte del agua que recibe el cultivo proviene de las precipitaciones.

Tabla 3. Clasificación de la calidad del agua para riego según la FAO (Adaptado de Ayers & Westcot, 1985). CE: Conductividad eléctrica (dS/m), RAS: relación de adsorción de sodio.

Problema Potencial	Grado de restricción en el uso		
	Ninguno	Ligero o moderado	Severo
Salinidad			
CE (dS/m)	<0,7	0,7-3,0	>3,0
Infiltración			
RAS = 0-3	CE >0,7	CE 0,7-0,2	CE <0,2
RAS = 3-6	CE >1,2	CE 1,2-0,3	CE <0,3
RAS = 6-12	CE >1,9	CE 1,9-0,5	CE <0,5
RAS = 12-20	CE >2,9	CE 2,9-1,3	CE <1,3
RAS = 20-40	CE >5,0	CE 5,0-2,9	CE <2,9

El objetivo del presente trabajo fue relevar y clasificar muestras de aguas subterráneas obtenidas en las provincias de Entre Ríos, sur de Santa Fe, norte y sur de Buenos Aires definiendo su aptitud de uso para riego complementario.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se analizaron 497 muestras de aguas subterráneas, provenientes de perforaciones comerciales utilizadas para el riego complementario de cultivos extensivos, que se obtuvieron de las siguientes zonas:

- Centro y norte de Entre Ríos (n=14)
- Sur de Santa Fe (n= 94)
- Norte de Buenos Aires (n=319)
- Sur de Buenos Aires (n=70)

Se determinó pH (Método potenciométrico), conductividad eléctrica en el extracto de saturación (CE, conductimetría a 25ºC), calcio y magnesio en soluciòn (Ca^{2+} y Mg^{2+}, absorción atómica) y sodio en solución (Na^{+}, fotometría de llama). Con los valores de Ca^{2+}, Mg^{2+} y Na^{+} se calculó la relación de adsorción de sodio (RAS, ecuación 1). Los análisis se realizaron utilizando las metodologías y lineamientos propuestos por SAMLA (2004).

$$RAS = Na^{+} / \sqrt{(Ca^{++} + Mg^{++})/2} \qquad \text{(Ecuación 1)}$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 1 se muestran los resultados de pH, CE y RAS para cada una de las zonas analizadas.

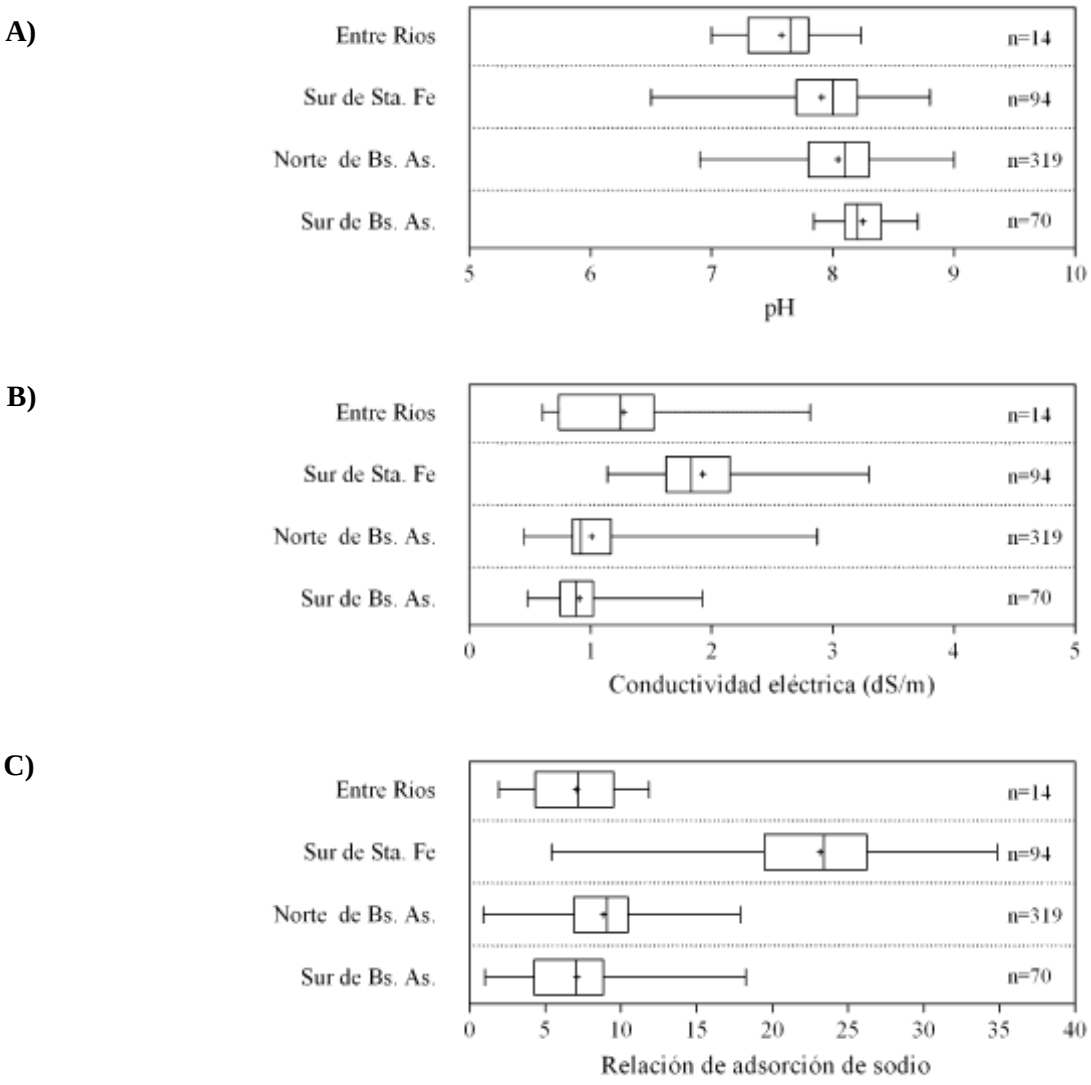


Figura 1. Gráficos de cajas (Boxplot) de los valores de pH (A), conductividad eléctrica (B) y relación de adsorción de sodio (C) en muestras de agua de riego de Entre Ríos, sur de Santa Fe, norte de Buenos Aires y sur de Buenos Aires. Las líneas externas de las cajas representan los cuartiles 0,25 y 0,75, y la interna la mediana (0,50). Los extremos de las líneas horizontales representan los valores mínimos y máximos. Los signos + representan las medias de los tratamientos. n=número de muestras.

En las Tablas 4 y 5 se presenta la clasificación de las muestras de aguas del relevamiento según el sistema propuesto por el INTA (1999). Se observa que el riesgo de salinización de las aguas fue bajo (Tabla 4). Sólo se observó un leve riesgo en la zona sur de Santa Fe, donde el 37% de las muestras presentaron una calidad dudosa. Por otro lado, el riesgo de sodificación fue bajo en la mayor parte de las regiones con excepción de la zona sur de Santa Fe, donde el 95% de las muestras analizadas evidenciaron alto riesgo de uso.

Tabla 4. Porcentaje de muestras de agua de riego del relevamiento en cada categoría según la clasificación de INTA (1999) para el riesgo de salinización del suelo.

	Segura	Dudosa	Riesgosa
Entre Ríos	93%	7%	0%
Sur de Santa Fe	63%	37%	0%
Norte de Buenos Aires	99%	1%	0%
Sur de Buenos Aires	100%	0%	0%

Tabla 5. Porcentaje de muestras de agua de riego del relevamiento en cada categoría según la clasificación del INTA (1999) para el riesgo de sodificación del suelo.

	Aceptable	Dudosa	Riesgosa
Entre Ríos	79%	21%	0%
Sur de Santa Fe	1%	4%	95%
Norte de Buenos Aires	68%	31%	1%
Sur de Buenos Aires	80%	19%	1%

En las Tabla 6 y 7 se presentan los resultados del análisis de calidad del agua de riego según la clasificación de la FAO (Ayers & Westcot, 1985). Pude apreciarse que, a excepción de las aguas del sur de la provincia de Buenos Aires que no presentaron riesgos de salinización, las otras zonas mostraron restricción ligera de su uso (Tabla 6). Por otro lado, el riesgo de sodificación (*i.e*. impacto sobre la infiltración) fue nulo o ligero en todas las zonas a excepción del sur de Santa Fe, donde el riesgo fue severo en el 70% de las muestras analizadas.

Tabla 6. Porcentaje de muestras de agua de riego del relevamiento en cada categoría según la clasificación del agua de riego siguiendo el criterio de FAO (Ayers & Westcot, 1985) según el riesgo de salinización.

	Grado de restricción de uso		
	Ninguno	Ligero o moderado	Severo
Entre Ríos	21%	79%	0%
Sur de Santa Fe	0%	99%	1%
Norte de Buenos Aires	3%	97%	0%
Sur de Buenos Aires	99%	1%	0%

Tabla 7. Porcentaje de muestras de agua de riego del relevamiento en cada categoría según la clasificación de FAO (Ayers & Westcot, 1985) para el riesgo de sodificación (i.e. impacto sobre infiltración).

	Grado de restricción de uso		
	Ninguno	Ligero o moderado	Severo
Entre Ríos	71%	29%	0%
Sur de Santa Fe	0%	30%	70%
Norte de Buenos Aires	2%	90%	8%
Sur de Buenos Aires	12%	81%	7%

Los dos criterios utilizados para clasificar las aguas de riego (INTA y FAO) presentaron patrones de comportamiento similares, donde el riesgo de salinización fue bajo, mientras que el de sodificación fue más significativo siendo crítico en la zona sur de Santa Fe. En esta región, Torres Duggan *et al.* (2012) reportaron aumentos significativos del Porcentaje de sodio intercambiable (PSI) del suelo en ambientes regados en forma complementaria con aguas de alto RAS. Asimismo, como los suelos regados suelen tener mayor tránsito de maquinaria y menor capacidad portante por estar más tiempo húmedos, la sodificación puede favorecer la generación de costras superficiales que son muy duras en seco. Por ello éstas impactan negativamente en los cultivos sembrados a continuación en las secuencias agrícolas, afectando la germinación-emergencia, o bien directamente reduciendo la tasa de infiltración de agua, y el acceso de las raíces al agua y nutrientes (Torres Duggan *et al.*, 2017).

Es importante resaltar que este relevamiento se hizo a escala regional a partir de una muestra grande de resultados de análisis químicos proveniente de perforaciones comerciales. Es muy importante que cada establecimiento analice periódicamente la calidad del agua subterránea que utiliza para el riego complementario como herramienta de diagnóstico y prevención de eventuales procesos de sodificación y deterioro de la calidad de los suelos. Asimismo, también se recomienda utilizar los lineamientos de clasificación de aguas del INTA que es específico para sistemas con riego complementario de la Región Pampeana, mientras que el de FAO a pesar de ser el más utilizado junto con el de Riverside, asume una serie de supuestos que se cumplen en zonas áridas y/o semiáridas, no representativas de la porción húmeda de la Región Pampeana.

CONCLUSIONES

Las aguas analizadas correspondientes a la provincia de Entre Ríos y al norte y sur de la de Buenos Aires presentaron bajo riesgo de salinización y moderado riesgo de sodificación. La zona que se distinguió fue el sur de Santa Fe. En dicha zona se observó un moderado riesgo de salinización y grave riesgo de sodificación del suelo. Cabe destacar que dichas afirmaciones son aplicables cuando el riego aplicado es de tipo complementario. A medida que se incrementa el aporte relativo de la lámina de riego en relación al aporte de las lluvias (*e.g*. riego integral), el riesgo de salinización y sodificación se agudiza.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece especialmente al laboratorio TECNOAGRO por su colaboración para el análisis de las muestras utilizadas en el presente relevamiento.

BIBLIOGRAFÍA

- Ayers, R.S. & D.W. Westcot. 1985. Water quality for agriculture. FAO Irrigation and drainage paper 29. Roma.
- INTA. 1999. Recomendaciones para la utilización de aguas para riego en función de su calidad, síntesis de los trabajos realizados en las unidades del INTA-IPG. Seminario de capacitación. Impacto ambiental del riego complementario. Pergamino, Argentina. 87 p.
- Pilatti, M.A.; S. Imhoff; P. Ghiberto & R. Marano. 2005. Changes in some physical properties of Mollisols induced by supplemental irrigation. Geoderma 133: 431-443.
- SAMLA, 2004. Sistema de Apoyo Metodológico a los Laboratorios de Análisis de Suelo, Aguas, Vegetales
- Torres Duggan, M.; C.R. Álvarez; M.A. Taboada; T. Celesti; F. Vignarolli & D. D'ambrosio. 2012. Riego complementario en un Argiudol típico de la pampa ondulada Argentina bajo siembra directa: Efectos sobre algunas propiedades químicas y físicas del suelo. Ciencia del Suelo 30: 201-207.
- Torres Duggan, M.; C.R. Álvarez & H. Rimski Korsakov. 2017. Evaluación de la calidad del agua y del suelo regado en forma complementaria en la región pampeana argentina. Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica IPNI. 25: 17-23.

C4P136. INTENSIFICACIÓN DE SISTEMAS DE CULTIVO MEDIANTE ROTACIÓN CON PASTURAS Y SIEMBRA DIRECTA PARA MEJORAR LA MACROAGREGACIÓN

Tourn[1], Santiago N; Studdert[1], Guillermo A.; Videla[1] Cecilia. C y Domínguez[1], Germán F.

[1] Facultad de Ciencias Agrarias, Univ. Nac. Mar del Plata, Unidad Integrada Balcarce. Ruta Nac. 226 km 73,5. Balcarce, Buenos Aires, Argentina. tourn.santiago@inta.gob.ar

RESUMEN

La estabilidad de los agregados (EA) es un buen indicador de los cambios en el uso del suelo, sin embargo, la de los macro-agregados (MA), presentaría mayor sensibilidad. El reemplazo de la labranza convencional (LC) por la siembra directa (SD) en los sistemas de cultivo (SC) y la rotación con pasturas han sido propuestos para mitigar pérdidas de salud del suelo. Se hipotetiza que el incremento de la frecuencia de cultivos vivos incluyendo pasturas en la rotación y la agricultura bajo SD mejoran la formación y la estabilización de MA del suelo y permite extender los periodos bajo agricultura. Se tomaron muestras de suelo en un ensayo de rotaciones mixtas y labranza sobre molisoles con distintos SC: agricultura continua bajo LC y SD, rotaciones con pasturas bajo LC y SD, y pastura continua (PP). Se estimó el índice de intensificación de la secuencia (IISm) para los distintos SC y se determinó la EA de la masa del suelo, la cantidad y la estabilidad de los MA. Los SC con LC presentaron la menor cantidad y estabilidad de MA. En PP se observó la mayor cantidad y estabilidad de los MA. Con alta frecuencia de pasturas y SD se observaron similares valores de cantidad y estabilidad de los MA que PP, pero cuando el tiempo bajo agricultura se prolongó, se perdió este efecto. La EA del suelo no permitió separar tan claramente las situaciones como lo hizo la estabilidad de los MA. La EA disminuyó cuanto menor fue el IISm, pero bajo SD, la caída fue menos pronunciada, lo que indicaría que con SD se podrían prolongar los periodos de agricultura respecto a LC, sin que se viera afectada la salud del suelo. No se reunieron suficientes evidencias para rechazar la hipótesis planteada.

Palabras claves: estabilidad de agregados, salud edáfica, laboreo

INTRODUCCIÓN

En el Sudeste de la Provincia de Buenos Aires (SEB), el disturbio por uso agrícola del suelo ha producido una aceleración de los ciclos de los nutrientes, provocando disminuciones en los niveles de carbono orgánico (CO). Como consecuencia, se generaron crecientes deficiencias de nutrientes e incremento en la susceptibilidad a la erosión (Quiroga & Studdert, 2014). La pérdida de CO está asociada con la alteración de propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Entre las físicas, la estabilidad de agregados - EA (Six *et al*., 1998) es muy influenciada por el CO y se relaciona fuertemente con la salud edáfica (Aparicio y Costa, 2007). Sin embargo, se ha documentado que la estabilidad de los agregados de mayor tamaño (>250µm, macroagregados, MA), presentarían mayor sensibilidad a los cambios en el uso del suelo que la EA de la masa total del suelo (Six *et al*., 1998). Esto podría ser resultado de la naturaleza de los agentes cementantes involucrados en la estabilización de los MA, que son muy susceptibles a las fuerzas de disrupción asociadas al uso del suelo (Six *et al*., 2004).

La conversión de sistemas de cultivo (SC) bajo labranza convencional (LC) hacia siembra directa (SD), produciría efectos beneficiosos sobre las propiedades del suelo, tales como aumentos en los contenidos de CO y mejoras en la EA, la dinámica de aire y agua, y en el reservorio de nutrientes (Quiroga & Studdert, 2014). Por otro lado, la intensificación del uso del suelo, mediante el aumento en el tiempo ocupado por cultivos y raíces vivas, es una alternativa para restablecer su salud (Caviglia & Andrade, 2010), dado que se aumentan los procesos de exudación y descomposición radical y la cantidad y frecuencia de aportes de restos de raíces (Franzluebbers *et al*., 2014). Por lo tanto, la inclusión de periodos de pasturas en un sistema de agricultura continua puede ser una opción viable para intensificar el uso del suelo manteniendo o mejorando su salud (Studdert *et al*., 1997).

En el SEB, el uso de SD no ha provocado mejoras en distintas propiedades del suelo respecto a LC (Domínguez *et al*., 2008). Más aún, se ha reportado (Eiza *et al*., 2006; Domínguez *et al*., 2008) que, en general, tanto bajo LC como bajo SD, la EA y los contenidos de CO muestran una tendencia a la disminución con los años de agricultura cuando se parte de contenidos elevados de CO. No obstante, Roldán *et al.* (2014) observaron que bajo agricultura continua con SD, el CO en los MA disminuyó en menor medida que cuando se utilizó LC. En ambos trabajos se observó que la proporción de MA bajo una situación no disturbada (pseudo prístina) y bajo SD, fue mayor que bajo LC y que, además, los MA fueron más estables. En el SEB, el aumento en la intensificación de uso del suelo, por la inclusión de periodos cortos de pasturas en sistemas agrícolas, provocó importantes mejoras en los contenidos de CO y la EA (Studdert *et al*., 1997),

independientemente del sistema de labranza (SL) utilizado y, especialmente en la capa superficial del suelo (0-5 cm) (Eiza *et al*., 2006).

En los suelos del SEB, de textura franca y altos contenidos de CO, es escasa la información disponible referida al efecto de periodos largos (>20 años) de agricultura bajo SD y LC y del aumento del índice de intensificación por uso de ciclos cortos de pasturas, sobre la cantidad y estabilización de MA y su potencialidad de secuestro de CO. Por lo tanto, para las condiciones edafo-climáticas del SEB se plantean las siguientes hipótesis: 1) El incremento en el tiempo de ocupación del suelo por raíces vivas a través de la inclusión de pasturas en la rotación, mejora la formación y la estabilización de MA de la capa arable del suelo independientemente del SL utilizado durante el periodo agrícola, y 2) La reducción del disturbio por implementación de SD durante el periodo agrícola reduce la frecuencia de exploración de raíces vivas sin afectar la formación y la estabilización de MA de la capa arable del suelo. Para poner a prueba estas hipótesis se planteó el objetivo de: evaluar el efecto de distintos SC sobre la cantidad y estabilidad de MA en comparación con la EA.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizaron muestras de suelo del ensayo "Rotaciones mixtas y labranzas" de la Unidad Integrada Balcarce (UIB) (37º 45´S; 58º 18´W; 130 msnm) conducido desde 1976. El suelo es un complejo de Argiudoles típico y Petrocálcico (Soil Survey Staff, 2014) con una textura superficial franca y ubicado en una pendiente de menos de 2% (bajo nivel de erosión). El diseño experimental es en bloques completos aleatorizados con arreglo en parcelas divididas y tres repeticiones. El SC fue asignado a las parcelas principales y la fertilización con nitrógeno (N), a las sub-parcelas. Para este trabajo se tomaron muestras sólo de las unidades experimentales que recibieron una de las cuatro dosis de N (60 kg N ha^{-1}). Los SC fueron: 1) agricultura permanente bajo SD (100SD), 2) agricultura permanente bajo LC (100LC), 3) 75% del tiempo (nueve años) bajo agricultura con SD y 25% del tiempo (tres años) bajo pastura con base de gramíneas (75SD), 4) 75% del tiempo (nueve años) bajo agricultura con LC y 25% del tiempo (3 años) bajo pastura con base de gramíneas (75LC), 5) 50% del tiempo (tres años) bajo agricultura con SD y 50% del tiempo (tres años) bajo pastura con base de gramíneas (50SD), 6) 50% del tiempo (tres años) bajo agricultura con LC y 50% del tiempo (3 años) bajo pastura con base de gramíneas (50LC) y 7) pastura permanente con base de gramíneas (PP). En los períodos con agricultura, la secuencia de cultivos fue maíz (*Zea mays* L.)-soja (*Glycine max* (L) Merr.)-trigo (*Triticum aestivum* L.). Al momento del muestreo, el tratamiento PP había estado 20 años bajo pastura continua (desde 1994). El resto de los tratamientos se encontraba con rastrojo de trigo. Los tratamientos 50SD y 50LC habían entrado en pastura dos años antes del momento de muestreo. Los tratamientos 75SD y 75LC habían tenido cinco años de agricultura luego de la última pastura (habían salido de pastura en 2009) y los tratamientos 100SD y 100LC habían tenido 20 años de agricultura más los 18 años de agricultura continua bajo LC desde el inicio del ensayo en 1976. Para estimar la intensificación de uso del suelo para los distintos SC se utilizó el índice de intensificación de la secuencia en base mensual - IISm (Novelli *et al*., 2017). Se consideró un promedio de uso anual del suelo de 6 meses para trigo, soja y maíz, y de 12 meses para los periodos de pastura. Por tanto, para PP el IISm fue 1, 0,76 para 50SD y 50LC, 0,65 para 75SD y 75LC y 0,50 para 100SD y 100LC.

Las muestras de suelo se tomaron con pala a 0-5 y 5-20 cm en otoño de 2014. Los agregados se separaron en fresco por sus planos naturales de división, hasta pasar por un tamiz de 8000 μm y luego se secaron en estufa a 50°C hasta peso constante. Se separaron cuatro fracciones de suelo según la metodología propuesta por Six *et al*. (1998): 1) MA grandes (>2000 μm), 2) MA chicos (2000-250 μm), 3) microagregados (MI) (250-50 μm), y 4) <50 μm. Esta separación se hizo en dos alícuotas de cada muestra cada una previamente re-humedecidas según: 1) una de las alícuotas por capilaridad (HC): incubada a temperatura ambiente por 24 h hasta alcanzar la capacidad de campo, y 2) la otra alícuota por humedecimiento violento (HV): sumersión de los agregados secos en el agua justo antes del tamizado. Cada fracción de agregados obtenida de ambos tamizados fue secada en estufa a 50°C hasta peso constante y luego pesada. Se calculó el cambio de diámetro medio ponderado (CDMP) entre los dos tamizados según Six *et al*. (2000) y el cambio de masa de la fracción de agregados (CMF) como la diferencia en la masa remanente de agregados luego del HV y el HC, sin corregir por contenido de arena dado que los suelos estudiados tienen un ínfimo contenido de arenas gruesas (determinaciones de texturas previas, datos no mostrados). En este trabajo se informan los resultados para los MA (MA grandes + MA chicos) a la profundidad de 0-20 cm (promedio ponderado entre 0-5cm y 5-20 cm). Para el análisis de los datos se utilizó el sistema R (R Development Core Team, 2010). En todas las pruebas de hipótesis y comparación de medias (test de Tukey) se consideró un nivel de significación del 5%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los re-humedecimiento generaron distinta distribución de los agregados en la masa del suelo ($p<0,05$). Luego del HC (Figura 1a), los tratamientos con mayor intensidad de labranza (100LC y 75LC) presentaron la menor masa remanente respecto a los otros tratamientos y, esta diferencia fue más notoria luego del HV, sobre todo bajo 100LC (Figura 1b). PP presentó la mayor masa de MA con los dos métodos de re-humedecimiento ($p<0,05$). La masa remanente de MA luego del HC y cuando se incluyó una alta frecuencia de pasturas (50SD y 50LC) no se diferenció de 100SD ($p>0,05$). Sin embargo, luego del HV, 50SD tendió a presentar mayor masa de MA que 50LC y 100SD, pero no se diferenció de este último SC. Luego del HC, la rotación con agricultura bajo SD y baja proporción de pasturas (75SD) presentó menor masa de MA que 100SD, pero, luego HV éstas diferencias desaparecieron (Figura 1). Por otro lado, luego de los re-humedecimientos, especialmente HV, 100LC y 75LC presentaron la mayor cantidad MI ($p<0,05$). Por su parte, luego de HV y HC, la FF presentó escasa variación entre SC y muy baja proporción de la masa del suelo (Figura 1).

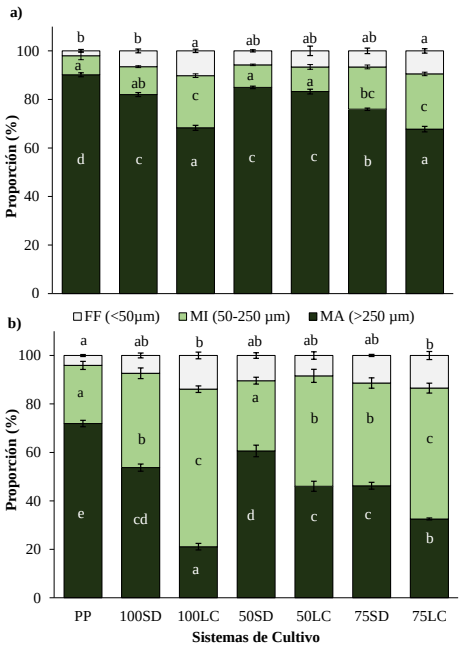


Figura 1. Distribución de fracciones de agregados respecto a la masa del suelo luego de re-humedecimiento a) por capilaridad y b) violento bajo distintos sistemas de cultivo (ver en Materiales y Métodos). Líneas verticales indican el error estándar estimado de la media.

Por otro lado, se calculó la diferencia de la masa de las fracciones de agregados entre métodos de re-humedecimiento para obtener el cambio en la masa de la fracción de agregados (CMF) (HV-HC) (Figura 2). Un menor CMF representa mayor estabilidad de los agregados. El SC con pastura continua (PP) presentó el menor CMF de MA (mayor estabilidad). Sin embargo, la inclusión de una alta frecuencia de pasturas en rotación con agricultura bajo SD generó similar estabilidad de los MA que PP (Figura 2) y, si bien no se diferenció, tendió a ser mayor que 75SD y 100SD ($p>0,05$). En cambio, la situación con alta frecuencia de labranzas presentó menor estabilidad ($p<0,05$). La inclusión de pasturas en rotación con agricultura bajo LC, generó mayor estabilidad de los MA que 100LC, pero no alcanzó los niveles de CMF observados bajo SD.

La mayor estabilidad de los MA bajo PP respecto a un sistema con agricultura continua sería resultado de la permanencia de pasturas con alta proporción de gramíneas, que provoca la estabilización de los MA (Haynes & Beare, 1997). El efecto estabilizante de las raíces sobre los MA, está dado principalmente por procesos de exudación y descomposición radical y la consecuente estimulación de la actividad de organismos fúngicos formadores de micorrizas (Six *et al*., 2004). Éstos generan glomalinas que intervienen en la estabilización de MI, que se unen dentro de MA por hifas de hongos, raicillas y exudados radicales (Cates *et al*., 2016). Todos estos factores definen el contenido de CO del suelo y, por lo tanto, el comportamiento de PP respecto a la estabilidad de los MA puede estar relacionado con su mayor contenido de CO respecto a SC con agricultura (Studdert *et al*., 1997).

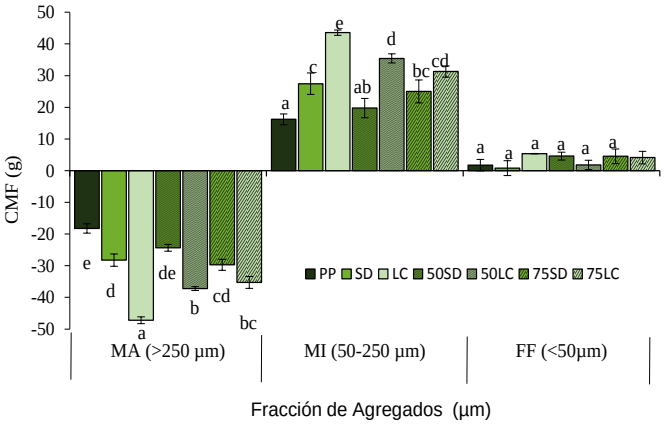


Figura 2. Cambio de masa de las fracciones (CMF) de agregados entre los dos métodos de re-humedecimiento para los distintos sistemas de cultivo (ver referencias en Materiales y Métodos). Líneas verticales indican el error estándar estimado de la media.

Por otro lado, la menor estabilidad de los MA observada bajo manejos con labranzas agresivas (Figura 2) está dado por una mayor ruptura de los MA que ocurre con el laboreo, disminuyendo el secuestro de CO en su interior (especialmente de sus fracciones lábiles), las tasas de formación de los MI y, así, la estabilización de los MA (Six *et al*., 1998). Por lo tanto, la menor estabilidad de los MA bajo LC podría estar asociada a los menores contenidos de CO del suelo bajo este SL (Six *et al*., 2002). Sin embargo, ha sido citado que el efecto físico del laboreo tendría un impacto diferencial sobre la pérdida de EA, respecto a la disminución de CO del suelo (Studdert *et al*., 1997).

Como se mencionó anteriormente, el efecto de un periodo corto de pasturas sobre la mejora en estabilización de los MA, no sería de gran magnitud cuando el SL utilizado es LC (75LC tuvo o tenía cinco años de agricultura desde la salida de la pastura, mientras que 50LC, estaba en el segundo año de pastura). Studdert *et al.* (1997) y Eiza *et al.* (2006), sugirieron que la menor estabilidad de los MA bajo 100LC, posiblemente esté explicada más por la acción física directa de las labranzas que por el contenido de CO del suelo. Sin embargo, bajo LC, ha sido reportada una importante mejora en la EA, sobre todo los MA, cuando se realiza una corta rotación con pasturas de gramíneas perennes que produce aumento de CO (Haynes & Beare, 1997, Studdert *et al*, 1997, Li *et al*, 2016). No obstante, la estabilidad de los MA es transitoria y muy susceptible a las prácticas de manejo (Chan & Hennan, 1999).

La menor estabilidad de los MA cuando se utiliza LC respecto a SD, se debe a que bajo LC los MA están expuestos a periodos de desagregación y desestabilización propias del tipo de laboreo (Six *et al*., 2000). Roldán *et al*. (2014) observaron que la proporción de MA bajo SD fue mayor que bajo LC y que, además, fueron más estables, pero no existieron diferencias de CO. Resultados similares fueron reportados por Sheehy *et al*. (2015), quienes concluyeron que, si bien no existían diferencias en el CO entre SD y LC, bajo SD existiría una redistribución del CO hacia los MA. Esto aumentaría la cantidad y estabilidad de MA y podría conducir a una mayor protección del CO. Por su parte, la inclusión de un periodo de pastura en la rotación con agricultura bajo SD (75SD) no generó MA más estables (Figura 2), lo que indica que cinco años de agricultura bajo SD (75SD) generaron disminución o reducción de la estabilización de los MA logrado durante el periodo bajo pastura (Panettieri *et al*., 2017). En cambio, cuando se aumentó la frecuencia de pasturas en la rotación (50SD) se observó un aumento de la estabilidad de los MA. Este comportamiento, estaría relacionado con el nivel de CO en la masa del suelo y se explicaría por la presencia de raíces creciendo activamente (Franzluebbers *et al*., 2014). Ernst & Siri-Prieto (2009) detectaron una importante mejora en la estabilidad de los MA cuando se incluyen tres años de pasturas en la rotación de agricultura bajo SD. Por otro lado, la baja remoción del suelo y el uso de alta frecuencia de pasturas generó menor CMF de los MI bajo SD, mientras que bajo 100LC, el CMF fue mayor. Esto estaría indicando que el laboreo agresivo produce mayor ruptura de MI. Además, se observa que la muy baja proporción de la FF y su pequeño CMF (Figura 2), confirma que los MI fueron más estables que los MA (Roldán *et al*., 2014).

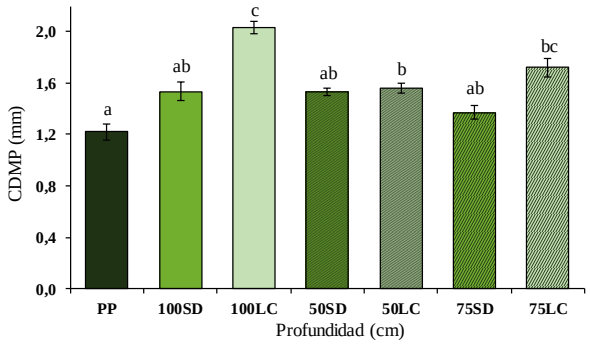


Figura 3. Cambio en el diámetro ponderado (CDMP) de los agregados para los distintos sistemas de cultivo (ver en Materiales y Métodos) en la masa total del suelo a 0-20 cm. Líneas verticales indican el error estándar estimado de la media.

El CDMP permite cuantificar el grado de estabilidad de los agregados de la masa del suelo como consecuencia del SC empleado. En general, los menores CDMP se observaron en PP y en los SC con SD. Esto podría deberse a un mejor nivel de agregación y una mayor cantidad de MA estables (Figura 2). El crecimiento y desarrollo de sistemas radicales fibrosos y extensos producidos durante el crecimiento de una pastura (preferentemente de gramíneas) provoca la formación de agregados y contribuye a su estabilización (Chan & Hennan, 1999). Studdert *et al.* (1997) y Domínguez, *et al*., (2008) afirmaron que el uso de pasturas en la rotación permite una rápida recuperación de la EA. Por su parte, los SC bajo LC e inclusión de pasturas en la rotación, tendieron a un tener mayor CDMP (menor EA) respecto a los bajo SD, aunque no se diferenciaron significativamente, pero sí de PP. La situación con alta frecuencia de laboreo (100LC) presentó la menor EA, lo que podría ser resultado de que la LC rompe los agregados, limitando la posibilidad de que recuperen su estabilidad (Figura 3). La acción física directa del laboreo conduce a la reducción del contenido de CO por exposición de fracciones que se hallaban protegidas dentro de la estructura (Studdert *et al.*, 1997; Six *et al*., 2004). El CO interviene en varios procesos que tienen un marcado efecto sobre la EA (Six *et al*., 2004) teniendo, de esta manera, gran influencia en la salud del suelo. Studdert *et al.* (1997) reportaron que las reducciones y recuperaciones en la EA, coincidían con las variaciones observadas en el contenido de la fracción lábil del CO. Es importante remarcar que, si bien el análisis de la EA del suelo comprende el comportamiento de todas las categorías de los agregados del suelo, el análisis de la estabilidad de los MA, mediante su CMF entre re-humedecimientos, permitió separar más claramente las situaciones.

En la Figura 4 se presenta la relación entre el CDMP del suelo y el CMF de los MA para los SC analizados. Se confirma que la EA del suelo puede ser explicada en un 73% a través de los cambios en los MA. Aquellos agentes que contribuyen a la formación y estabilización de los MA son más susceptibles a las prácticas de manejo (Six *et al*., 2004) y, por ello, la ruptura de estos agregados es fuertemente influenciada por el efecto de los SC.

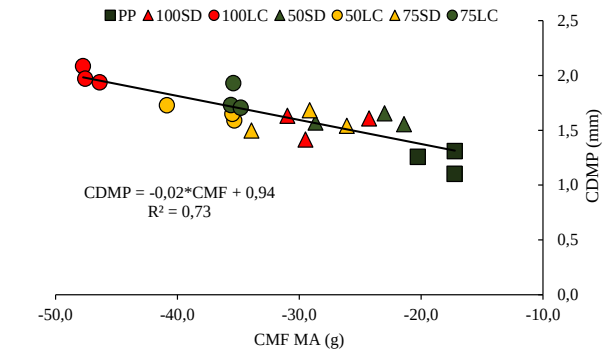


Figura 4. Cambio en el diámetro ponderado (CDMP) en función del cambio de masa de fracción (CMF) de macroagregados en la masa total del suelo a 0-20 cm bajo distintos sistemas de cultivo (ver en Materiales y Métodos).

La relación entre el CDMP y el IISm se presentan en la Figura 5. El CDMP se redujo significativamente con el incremento del IISm. No obstante, los valores de CDMP fueron mayores para las situaciones con LC respecto a aquéllas con SD. Asimismo, la pendiente de caída en el CDMP fue mayor bajo LC (1,5 mm por unidad de IISm) respecto a SD (0,5 mm por unidad de IISm). Agostini *et al*. (2014), reportaron mayores caída s del CDMP ante aumentos en el IISm para los dos SL, pero coincidiendo con el presente trabajo, las pendientes de caída fueron mayores bajo LC. La exposición y disminución de las fracciones del CO protegidas en los MA (Six *et al*., 2004) podría ser la causa de la caída en la EA mientras que adicionalmente el efecto físico directo producido por el laboreo bajo LC, llevaría a una caída más pronunciada. Domínguez *et al*. (2008) sugirieron que un período de pasturas en la rotación permite recomponer la EA que se redujo durante el ciclo agrícola como resultado de la ausencia de remoción del suelo en dichos períodos y el incremento en el CO. En este trabajo, no se percibió una recuperación notable luego de un periodo de pasturas de dos años, en el tratamiento 50LC, pero si lo fue en el caso de SD. El coeficiente de determinación (R^2) bajo LC fue altamente significativo y el aumento en el IISm permitió explicar el CDMP en un 92 %. En cambio, bajo SD, el R^2 fue significativo, aunque relativamente menor. Estos resultados son coincidentes con lo reportado por Novelli *et al*. (2017) quienes informaron que el aumento en el IISm en sistemas bajo SD provoca un incremento de la cantidad y estabilidad de los MA, explicado por una mayor concentración de CO dentro de ellos. Las diferentes pendientes observadas entre los dos sistemas de labranza permitirían inferir que, desde el punto de vista de la EA, bajo SD sería posible prolongar los periodos con agricultura (< IISm) mientras que bajo LC sería necesario acortarlos (> IISm).

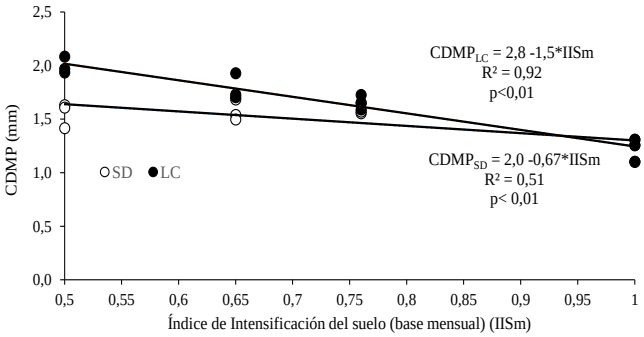


Figura 5. Cambio en el diámetro medio ponderado (CDMP) bajo siembra directa (SD) y labranza convencional (LC) en función del índice de intensificación de la secuencia (base mensual, IISm) en la profundidad de 0-20 cm.

Por lo anteriormente dicho, la proporción de MA estables podría ser un buen indicador de salud del suelo dada la relativa facilidad para su determinación y su relación con diversos aspectos que la definen. Asimismo, el aumento del IISm por la inclusión de pasturas en las rotaciones, conjuntamente con una reducción de la intensidad de roturación del suelo, se presenta como una herramienta valiosa y eficiente para mejorar la salud del suelo afectada durante los períodos bajo cultivos. Sin embargo, es necesario seguir profundizando en el estudio de la distribución del CO y sus fracciones lábiles en las distintas fracciones de agregados y qué relación existe con su estabilidad.

CONCLUSIONES

De acuerdo con los análisis realizados, para las condiciones en que se desarrolló este estudio, no se reunieron evidencias suficientes para rechazar las hipótesis planteadas.

AGRADECIMIENTOS

La información en este trabajo es parte de la Tesis de Doctorado del primer autor. Fue financiado con subsidios de FONCyT (PICT 2012-1092), de la Universidad Nacional de Mar del Plata (AGR518-16 y AGR536-17) y del INTA (PNCyO 1127032).

BIBLIOGRAFÍA

- Agostini, M.A.; G.F. Domínguez.; G.A. Studdert & S.A.Tourn. 2014. Intensificación del uso del suelo en el Sudeste Bonaerense: impacto sobre algunas variables edáficas. Actas XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo y II Reunión Nacional de Materia Orgánica y Sustancias Húmicas, Bahía Blanca, Argentina, mayo 2014. En CD.
-Aparicio, V.C. & J.L. COSTA. 2007. Soil quality indicators under continuous cropping systems in the Argentinean Pampas. Soil Till. Res. 96:155-165.
- Cates, A.; M. Ruark; J. Hedtke & J. Posner. 2016. Long-term tillage, rotation and perennialization effects on particulate and aggregate soil organic matter. Soil Till. Res. 155:371-380.
- Caviglia, O. & F. Andrade. 2010. Sustainable intensification of agriculture in the Argentinean Pampas: capture and use efficiency of environmental resources. Am. J. Plant Sci. Biotech. 3:1-8.
- Chan, K. & D. Hennan. 1999. Microbial-induced soil aggregate stability under different crop rotations. Biol. Fertil.Soils 30:29-32.
- Domínguez, G.F.; A. Andersen & G.A. Studdert. 2008. Cambios en la estabilidad de agregados en distintos sistemas de cultivo bajo siembra directa y labranza convencional. Actas XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Potrero de los Funes, San Luis, mayo 2008. En CD.
- Eiza, M.; G.A. Studdert; N. Fioriti & G.F. Dominguez. 2006. Estabilidad de agregados y materia orgánica total y particulada en molisoles de Balcarce. Actas XX° Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy, Argentina, septiembre 2006. En CD
- Ernst, O. & G. Siri-Prieto. 2009. Impact of perennial pasture and tillage systems on carbon input and soil quality indicators. Soil Till. Res. 105:260-268.
- Franzluebbers, A.; J. Sawchik & M.A. Taboada. 2014. Agronomic and environmental impacts of pasture–crop rotations intemperate North and South America. Agric. Ecosys. Environ. 190:18–26.
- Haynes, R. & M. Beare. 1997. Influence of six crop species on aggregate stability and some labile organic matter fractions. Soil. Biol. Biochem. 29:1647-1653.
- Li, S.; X. Gu; J. Zhuang; T. An; J. Pei; H. Xie; H. Li; S. Fu & J. Wang. 2016. Distribution and storage of crop residue carbon in aggregates and its contribution to organic carbon of soil with low fertility. Soil Till. Res. 155:199-206.
- Novelli, L.; O. Caviglia & G. Piñeiro. 2017. Increased cropping intensity improves crop residue inputs to the soil and aggregate-associated soil organic carbon stocks. Soil Till. Res. 165:128-136.
- Panettieri, M.; C. Rumpel; M. Dignac & A. Chabbi. 2017. Does grassland introduction into cropping cycles affect carbon dynamics through changes of allocation of soil organic matter within aggregate fractions? Sci. Total Environ. 576:251-263.
- Quiroga, A.R. & G.A. Studdert. 2014. Manejo del suelo e intensificación agrícola: agua y materia orgánica, dos aspectos clave. En: H.E. Echeverría & F.O. García (eds.). Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. 2da ed. Pp. 73-100.Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina.
- R Development core team. 2010. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. http://www.R-project.org. Consulta 10 de junio de 2013
- Roldán, M.F.; G.A. Studdert; C.C. Videla; S. San Martino & L.I. Picone. 2014. Distribución de tamaño y estabilidad de agregados en molisoles bajo labranzas contrastantes. Ciencia del Suelo. 32:247-257.
- Sheehy, J.; K. Regina; L. Alakukku. & J. Six. 2015. Impact of no-till and reduced tillage on aggregation and aggregate-associated carbon in Northern European agroecosystems Soil Till. Res. 150:107-113.
- Six, J.; E.T. Elliott & K. Paustian. 1998. Aggregate and SOM dynamics under conventional and no-tillage systems. Soil Sci. Soc. Am J. 62:1350–1358.
- Six, J.; E.T. Elliott & K. Paustian. 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. Soil Biol. Biochem. 32:2099-2103.
- Six, J.; H. Bossuyt; S. Degryze & K. Denef. 2004. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. Soil Till. Res. 79:7-31.
- Soil Survey Staff. 2014. Keys to soil taxonomy. USDA, Natural Resources Conservation Service. Washington, DC, EEUU. 372 p.
- Studdert, G.; H. Echeverría & E. Casanovas. 1997. Crop-pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a typic argiudoll. Soil Sci. Soc. Am. J. 61:1466-1472.

C4P137. ROTACIONES CON PASTURAS Y SIEMBRA DIRECTA PARA MEJORAR LA ESTABILIDAD Y EL CARBONO DE MACROAGREGADOS

Tourn [1], Santiago N.; Studdert[1], Guillermo A.; Videla,[1] Cecilia. C y Domínguez[1], Germán F.

[1] Facultad de Ciencias Agrarias, Univ. Nac. Mar del Plata, Unidad Integrada Balcarce. Ruta Nac. 226 km 73,5. Balcarce, Buenos Aires, Argentina. tourn.santiago@inta.gob.ar

RESUMEN

El estudio de la estabilidad de macroagregados (MA) y su relación con las fracciones de carbono orgánico (CO) permiten comprender el efecto de cambios en el uso del suelo. Se ha propuesto el remplazo de labranza convencional (LC) por Siembra directa (SD) en los sistemas de cultivo (SC) y la rotación con pasturas para mitigar pérdidas de salud del suelo. Se hipotetiza que a) el incremento de la frecuencia de cultivos vivos incluyendo pasturas en la rotación mejoran la estabilización de MA del suelo y que se relaciona con el aumento de fracciones de CO independientemente del sistema de labranza (SL) y b) el uso de SD en la rotación reduce la pérdida de estabilidad de MA independientemente de su nivel de CO. Se tomaron muestras de suelo en un ensayo de rotaciones mixtas y labranza sobre molisoles con distintos SC: agricultura continua bajo LC y SD, rotaciones con pasturas bajo LC y SD, y pastura continua (PP). Se estimó el índice de intensificación de la secuencia (IISm) para los distintos SC y se determinó la estabilidad de los MA. La estabilidad de los MA en los tratamientos con SD como SL no fue diferente entre sí. En cambio, cuando la agricultura continua se realizó bajo LC, se observó una menor estabilidad de los MA respecto a las situaciones bajo el mismo SL y rotaciones con pasturas. La inclusión de pasturas en la rotación de cultivos agrícolas, provocó mayor estabilidad y concentración de CO en los MA. Asimismo, la reducción de la intensidad de laboreo en los periodos agrícolas por el uso de SD, si bien no se produjo aumentos en los niveles de las fracciones de CO, respecto al laboreo agresivo, permitiría mantener la estabilidad de los MA, permitiendo prolongar los periodos bajo agricultura en la rotación.

Palabras claves: salud edáfica, labranza conservacionista, laboreo

INTRODUCCIÓN

Los suelos agrícolas del Sudeste de Buenos Aires (SEB) han sufrido disminuciones en los niveles de carbono orgánico (CO) total del suelo (COT) debido al disturbio generado por su uso (Quiroga & Studdert, 2014). Si tales disminuciones sobrepasaran determinados umbrales, podrían verse afectados los procesos del suelo, su funcionamiento, los servicios ecosistémicos que presta y su capacidad de recuperación. La disminución de COT está asociada, entre otras, a alteraciones de sus propiedades físicas. La estabilidad de los agregados (EA) es una de las propiedades físicas más afectadas por la pérdida de COT (Aparicio & Costa, 2007), y especialmente, por la de sus fracciones más lábiles, como el CO particulado (COP). Por lo tanto, el estudio de la EA total del suelo y su relación con las fracciones de CO permiten comprender el efecto de cambios en el uso del suelo. Sin embargo, el análisis de estas variables en los agregados de mayor tamaño (>250µm, macroagregados, MA), presentarían mayor sensibilidad (Six *et al*., 1998) que en la masa total del suelo. Los MA son estabilizados por agentes cementantes temporarios como el COP, que son muy susceptibles a las fuerzas de disrupción asociadas al uso del suelo (Six *et al*., 2004).

Las prácticas de manejo conservacionista, como la siembra directa - SD, podrían mejorar la agregación del suelo y su estabilidad (Beare *et al.*, 1994), observándose que en suelos bajo SD existe una mayor proporción de macroagregados estables, respecto a suelos bajo labranza convencional - LC (Six *et al.*, 2000). Esto podría ser consecuencia de la mayor protección del COT y COP en los agregados y, consecuentemente, a la limitada mineralización de las formas ocluidas (Six *et al.*, 1998). La protección física del COT y sus fracciones dentro de los agregados es un factor muy importante en el control de su mineralización y emisión/secuestro de carbono atmosférico (Balesdent *et al.*, 2000). Por otro lado, técnicas de manejo como la intensificación del uso del suelo mediante el aumento en el tiempo ocupado por cultivos y raíces vivas, provocan un aumento de los procesos de exudación y descomposición radical. Esto genera mayor cantidad y frecuencia de aportes de restos de raíces y, en consecuencia, incrementa los niveles de COT y COP (Franzluebbers *et al*., 2014). Por lo tanto, la inclusión de periodos de pasturas en un sistema de agricultura continua puede ser una opción viable para intensificar el uso del suelo manteniendo o mejorando su salud (Studdert *et al*., 1997; Agostini *et al*., 2014).

En el SEB, el uso de SD no ha provocado mejoras en distintas propiedades del suelo respecto a LC (Domínguez *et al*., 2008). Más aún, se ha reportado que, en general, tanto bajo LC como bajo SD, la EA de la masa del suelo y los contenidos de COT muestran una tendencia a la disminución con los años de agricultura (Eiza *et al*., 2006; Domínguez *et al*., 2008). Mandiola *et al*. (2011) y Roldán (2012) observaron que bajo agricultura continua con SD, el COP en los MA disminuyó en menor medida que cuando se utilizó LC y que, además, los MA fueron más estables. Domínguez *et al*.

(2008) demostraron que la tasa de disminución de la EA con los años de agricultura bajo SD, fue menor que bajo LC cuando se partió de una situación con bajo disturbio. En el SEB, el aumento en la intensificación de uso del suelo, por la inclusión de periodos cortos de pasturas en sistemas agrícolas, provocó importantes mejoras en los contenidos de COT y COP y la EA (Studdert *et al*., 1997), independientemente del sistema de labranza (SL) utilizado y, especialmente en la capa superficial del suelo (0-5 cm) (Eiza *et al*., 2006; Domínguez *et al*., 2008).

En los suelos del SEB, característicos por su textura franca y altos contenidos de COT, es muy poca la información disponible referida al efecto de periodos largos (>20 años) de agricultura bajo SD y LC y del aumento del índice de intensificación por ciclos cortos de pasturas, sobre la estabilización de MA y secuestro de COT y COP en éstos. Por lo tanto, para las condiciones edafo-climáticas del SEB se plantean las siguientes hipótesis: 1) El aumento de la frecuencia de pasturas en la rotación, mejora la estabilidad de los MA en la capa arable relacionada con un incremento de la concentración de COT y COP en éstos, independientemente del SL utilizado durante el periodo agrícola, y 2) El uso de SD durante el periodo agrícola de rotaciones mixtas reduce la pérdida de estabilidad de MA independientemente de su contenido de COT y COP. Para poner a prueba estas hipótesis se planteó el objetivo de evaluar el efecto de distintos SC sobre la estabilidad de los MA y la concentración de COT y sus fracciones.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se utilizaron muestras de suelo del ensayo "Rotaciones mixtas y labranzas" de la Unidad Integrada Balcarce (UIB) (37º 45´S; 58º 18´W; 130 msnm) conducido desde 1976. El suelo es un complejo de Argiudoles típico y Petrocálcico (Soil Survey Staff, 2014) con una textura superficial franca y ubicado en una pendiente de menos de 2% (bajo nivel de erosión). El diseño experimental es en bloques completos aleatorizados con arreglo en parcelas divididas y tres repeticiones. El SC fue asignado a las parcelas principales y la fertilización con nitrógeno (N), a las sub-parcelas. Para este trabajo se tomaron muestras sólo de las unidades experimentales que recibieron una dosis de N de 60 kg N *ha^{-1}. Los SC fueron: 1) agricultura permanente bajo SD (100SD), 2) agricultura permanente bajo LC (100LC), 3) 75% del tiempo (nueve años) bajo agricultura con SD y 25% del tiempo (tres años) bajo pastura con base de gramíneas (75SD), 4) 75% del tiempo (nueve años) bajo agricultura con LC y 25% del tiempo (3 años) bajo pastura con base de gramíneas (75LC), 5) 50% del tiempo (tres años) bajo agricultura con SD y 50% del tiempo (tres años) bajo pastura con base de gramíneas (50SD), 6) 50% del tiempo (tres años) bajo agricultura con LC y 50% del tiempo (3 años) bajo pastura con base de gramíneas (50LC) y 7) pastura permanente con base de gramíneas (PP). En los períodos con agricultura, la secuencia de cultivos fue maíz (*Zea mays* L.)-soja (*Glycine max* (L) Merr.)-trigo (*Triticum aestivum* L.). Al momento del muestreo, el tratamiento PP había estado 20 años bajo pastura continua (desde 1994). El resto de los tratamientos se encontraba con rastrojo de trigo. Los tratamientos 50SD y 50LC habían entrado en pastura dos años antes del momento de muestreo. Los tratamientos 75SD y 75LC habían tenido cinco años de agricultura luego de la última pastura (habían salido de pastura en 2009) y los tratamientos 100SD y 100LC habían tenido 20 años de agricultura más los 18 años de agricultura continua bajo LC desde el inicio del ensayo en 1976. Para estimar la intensificación de uso del suelo para los distintos SC se utilizó el índice de intensificación de la secuencia en base mensual - IISm (Novelli *et al*., 2017). Se consideró un promedio de uso anual del suelo de 6 meses para trigo, soja y maíz, y de 12 meses para los periodos de pastura. Por tanto, para PP el IISm fue 1, 0,76 para 50SD y 50LC, 0,65 para 75SD y 75LC y 0,50 para 100SD y 100LC.

En otoño de 2014 se tomaron muestras de suelo con pala a 0-5 y 5-20 cm de profundidad. Los agregados se separaron en fresco por sus planos naturales de división, hasta pasar por un *tamiz* de 8000 µm y luego se secaron en estufa a 50°C hasta peso constante. Se separaron cuatro fracciones de suelo según la metodología propuesta por Six *et al*. (1998): 1) MA grandes (>2000 µm), 2) MA chicos (2000-250 µm), 3) microagregados (MI) (250-50 µm), y 4) <50 µm. Esta separación se hizo en dos alícuotas de cada muestra cada una previamente re-humedecida según: 1) una de las alícuotas por capilaridad (HC): incubada a temperatura ambiente por 24 h hasta alcanzar la capacidad de campo, y 2) la otra alícuota por humedecimiento violento (HV): sumersión de los agregados secos en el agua justo antes del tamizado. Cada fracción de agregados obtenida de ambos tamizados fue secada en estufa a 50°C hasta peso constante y luego pesada. Se calculó el cambio de masa de la fracción de agregados (CMF) como la diferencia en la masa remanente de agregados luego del HV y el HC, sin corregir por contenido de arena dado que los suelos estudiados tienen un ínfimo contenido de arenas gruesas (determinaciones de texturas previas, datos no mostrados). A los agregados remanentes luego del HC se les determinó el COT por combustión húmeda con mantenimiento de temperatura (Nelson & Sommers, 1982), y el C asociado a los minerales - COA (fraccionamiento según Cambardella & Elliott (1992)). El COP se determinó por diferencia entre COT y COA. En este trabajo se informan los resultados para los MA (MA grandes + MA chicos) a la profundidad de 0-20 cm (promedio ponderado entre 0-5cm y 5-20 cm). Para el análisis de los datos se utilizó el sistema R (R Development Core Team, 2010). En todas las pruebas de hipótesis y comparación de medias (test de Tukey) se consideró un nivel de significación del 5%.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

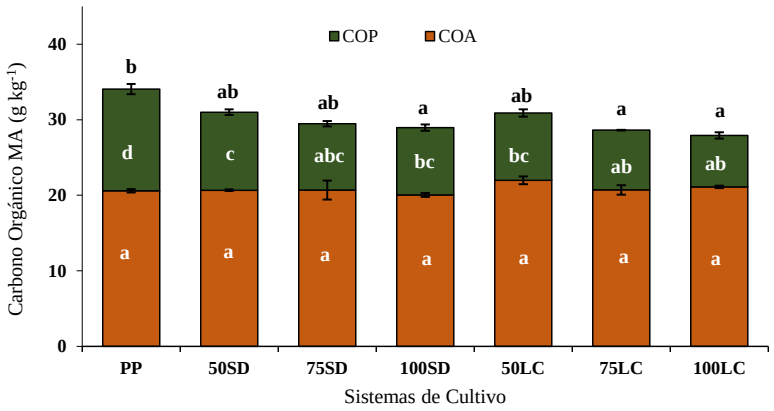


Figura 1. Concentración absoluta de carbono orgánico (CO) total (COT) (barra completa), asociado (COA) (barra inferior) y particulado (COP) (barra superior) en agregados >250µm (MA) para los distintos sistemas de cultivo (ver referencias en Materiales y Métodos). Letras iguales entre las mismas secciones de diferentes columnas indican diferencias no significativas. Líneas verticales indican el error estándar estimado de la media.

La concentración absoluta de COT y COP en MA estuvo fuertemente influenciada por los SC, no así la de COA (Figura 1). El tratamiento bajo pastura continua (PP) presentó los mayores valores de COT y COP, pero sólo el COP fue significativamente mayor al de los demás SC. Los valores de COT de los MA de SC con agricultura en la rotación (diferente de PP) no presentaron diferencias ($p>0,05$) entre sí. En cambio, el COP en los tratamientos con SD en el periodo agrícola fue, en general, mayor que en aquéllos bajo LC. Por otro lado, en la Figura 1 se observa que cinco años de agricultura tanto bajo SD como LC (75SD y 75LC, respectivamente) hicieron que el COP fuera similar a los de agricultura continua (100SD y 100LC, respectivamente). Los contenidos de COP de los SC con alta frecuencia de pasturas en la rotación (50SD y 50LC) no se diferenciaron entre sí. Asimismo, tendieron a ser mayores que los de los SC con menor frecuencia de pasturas en la rotación y con agricultura continua. La mayor cantidad de COT y COP bajo PP podría atribuirse a que los períodos bajo pastura significan mayor volumen y continuidad de producción de biomasa aérea y radical y mayor exploración del suelo por las raíces, estimulando la actividad biológica edáfica (Agostini *et al*., 2014). Los dos años bajo pastura luego de un ciclo agrícola en 50SD y 50LC pueden explicar el mayor COP. Sin embargo, la tendencia a mayor concentración de COP cuando el SL fue SD, puede relacionarse a la mínima disgregación de MA y baja exposición a la mineralización del CO en su interior, respecto a un sistema de labranza agresivo (Six *et al*., 1998). Si bien los valores de COP de los MA de SC con mayor frecuencia de agricultura no fueron diferentes entre sí, el COP de MA en 100LC tendió a ser menor. Este comportamiento se debe a la acción física directa y continua del laboreo y a la exposición y disminución de las fracciones del CO protegidas en los MA.

En la Figura 2 se presenta el CMF de los MA para los distintos SC. Un CMF menos negativo representa mayor estabilidad de los MA. La PP presentó el CMF menos negativo, pero, sin embargo, no se diferenció ($p>0,05$) de 50SD. Este último SC, si bien tendió a presentar CMF menos negativo, no se diferenció de los demás SC con SD en el periodo agrícola. Los SC con LC en el periodo agrícola, presentaron la menor estabilidad de los MA, siendo 100LC el tratamiento con MA menos estables.

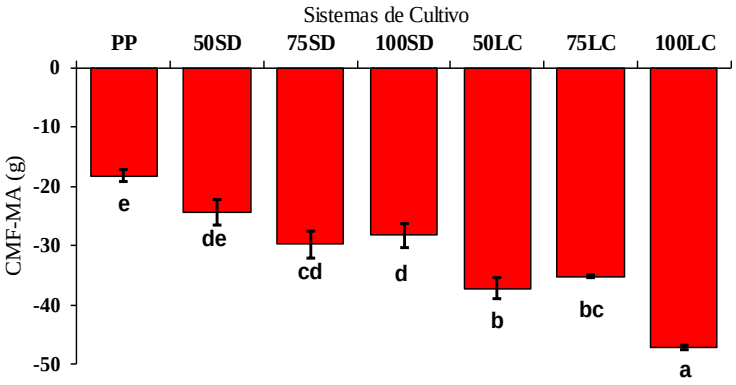


Figura 2. Cambio de masa de las fracciones (CMF) de macroagregados (MA) entre los dos métodos de re-humedecimiento para los distintos sistemas de cultivo (ver referencias en Materiales y Métodos). Líneas verticales indican el error estándar estimado de la media.

La estabilidad diferencial de MA entre SC puede estar explicada por la concentración COT y COP en éstos. Six *et al.* (2004) y Li *et al*. (2016) indicaron que la estabilidad de los MA aumentaba con el incremento en la concentración de COT en su interior. Las relaciones entre CMF de MA y su contenido de COP y COT fueron altamente significativas ($p<0,01$), pero el CMF de MA pudo ser explicado mayormente a través del COP ($R^2=0,78$) y, en menor medida, por el COT ($R^2=0,58$).

La permanencia continua de pasturas con sistemas radicales fibrosos y extensos (preferentemente de gramíneas) favorece procesos de exudación y descomposición radical y la consecuente estimulación de la actividad de organismos fúngicos, generando la mayor estabilización de los MA (Haynes & Beare, 1997; Panettieri, *et al.*, 2017). Todos estos factores definen el mayor contenido de COP en los MA bajo PP (Figura 1). Los CMF de MA de los SC bajo SD fueron

notoriamente menores respecto a los de los SC con la misma frecuencia de pasturas, pero bajo LC (Figura 2). Sin embargo, no ocurrió lo mismo con el comportamiento de los contenidos de COP en MA, ya que no se diferenciaron entre pares (100SD vs 100LC; 75SD vs 75LC; 50SD vs 50LC) (Figura 1). Los CMF de MA en los tratamientos con SD como SL no fueron diferentes entre sí (Figura 2). Si bien, bajo 50SD hubo una tendencia a mayor estabilidad de los MA, la situación con agricultura continua bajo SD permitió mantener relativamente estables los MA. En cambio, cuando la agricultura continua se realizó bajo LC, se observó una menor estabilidad de los MA respecto a las situaciones bajo el mismo SL y rotaciones con pasturas (50LC y 75LC, Figura 2). La mayor estabilidad de los MA cuando el SL utilizado fue SD, ha sido citada en diversos trabajos (Beare *et al*., 1994; Six *et al*., 2000; Li *et al*., 2016). Sin embargo, a diferencia de los resultados de este trabajo, estos autores observaron que la mayor estabilidad de los MA se relacionaba con más concentración de CO dentro de ellos. En el SEB, ha sido citado que el efecto físico del laboreo tendría un impacto diferencial sobre la pérdida de EA, respecto a la disminución de CO del suelo (Studdert *et al*., 1997).

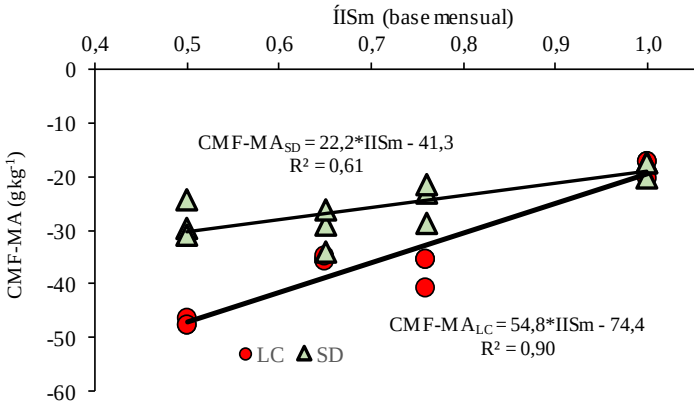


Figura 3. Cambio en la masa de las fracciones de macroagregados (CMF-MA) bajo siembra directa (SD) y labranza convencional (LC) en función del índice de intensificación de la secuencia (base mensual, IISm).

En la Figura 3 se presenta la relación entre el CMF de MA y el IISm. El CMF de los MA aumentó (menos negativo, mayor estabilidad) significativamente con el incremento del IISm. No obstante, los valores de CMF fueron menores (MA menos estables) para las situaciones con LC respecto a aquéllas con SD. Asimismo, la pendiente del CMF en función del IISm fue mayor bajo LC (54,8 g* kg^{-1} por unidad de IISm) respecto a SD (22,4 g *kg^{-1} por unidad de IISm). El coeficiente de determinación (R^2) bajo LC fue alto y la regresión altamente significativa ($p<0,01$) y el aumento en el IISm permitió explicar el cambio de CMF en un 90%. En cambio, bajo SD, la regresión fue significativa ($p<0,01$), aunque relativamente menor (R^2= 0,61; 61%).

En la Figura 4 se muestran las relaciones entre el COT y COP en MA y el IISm. Tanto el COT como el COP aumentaron significativamente con el incremento del IISm. Sin embargo, a diferencia del comportamiento del CMF de MA (Figura 3), los valores de COT y COP no fueron diferentes entre SL. Las rectas de regresión entre SL, no fueron estadísticamente diferentes (datos no mostrados). Los R^2 de ambas rectas de regresión fueron altos y las regresiones altamente significativos (Figuras 4 a y b). El aumento en el IISm permitió explicar la variación de COT y COP en un 70% y 71%, respectivamente. Este comportamiento ha sido citado recientemente por Novelli *et al*. (2017), quienes informaron que el aumento en el IISm, pero en sistemas bajo SD, provocó una mayor concentración de COT dentro de los MA de molisoles del noreste de Argentina.

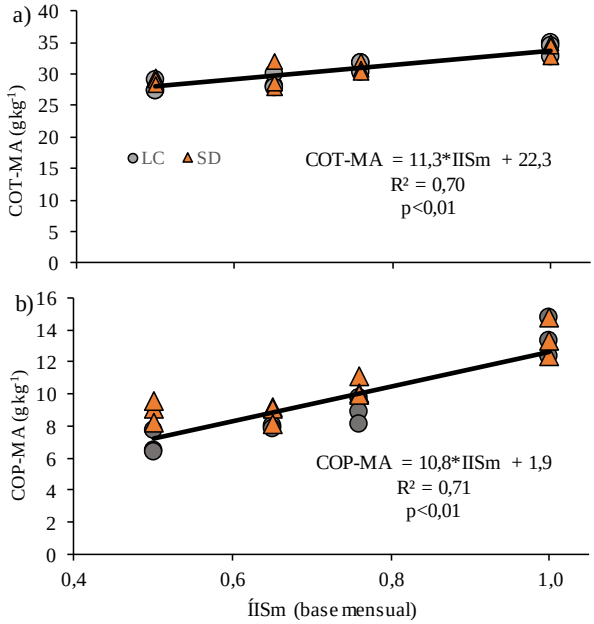


Figura 4. Carbono orgánico total (COT) a) y particulado (COP) b) en macroagreados bajo siembra directa (SD) y labranza convencional (LC) en función del índice de intensificación de la secuencia (base mensual, IISm).

Si bien existió una importante relación entre el CMF de MA y los contenidos de COT y COP en estos, a niveles similares de COT y COP entre SL, los SC bajo LC mostraron CMF más negativos a medida que el IISm disminuía. El disturbio generado en el suelo por el laboreo interrumpe el ciclado de agregados, inhibiendo la acción de agentes cementantes sobre la estabilización de MA (Six *et al*., 2000). Esto llevaría a una caída más pronunciada de su CMF respecto a SD. En suelos del SEB, Roldán *et al*. (2014), observaron que la proporción de MA bajo SD fue mayor que bajo LC y que, además, fueron más estables, pero no existieron diferencias de COP y COT.

Por lo expuesto anteriormente en el SEB, el aumento del IISm por inclusión de pasturas en la rotación de cultivos agrícolas, provocaría una mejora notable en la salud del suelo, que puede manifestarse en mayor estabilidad y concentración de CO en los agregados de mayor tamaño. Asimismo, la reducción de la intensidad de laboreo en los periodos agrícolas, si bien no se produjo aumentos en los niveles de COT y COP, respecto al laboreo agresivo, permitiría mantener la estabilidad de los MA, permitiendo prolongar los periodos bajo agricultura en la rotación. La información presentada en este trabajo ayuda a responder las hipótesis planteadas, aunque consideramos necesario seguir profundizando en el estudio de la protección de COT y COP en los agregados para poder comprender los procesos involucrados en la estabilización de éstos.

CONCLUSIONES

De acuerdo con los análisis realizados, para las condiciones en que se desarrolló este estudio, se reunieron evidencias suficientes para no rechazar las hipótesis planteadas.

AGRADECIMIENTOS

La información en este trabajo es parte de la Tesis de Doctorado del primer autor. Fue financiado con subsidios de FONCyT (PICT 2012-1092), de la Universidad Nacional de Mar del Plata (AGR518-16 y AGR536-17) y del INTA (PNCyO 1127032).

BIBLIOGRAFÍA

- Agostini, M.A.; G.F Domínguez.; G.A. Studdert & S.A Tourn. 2014. Intensificación del uso del suelo en el Sudeste Bonaerense: impacto sobre algunas variables edáficas. Actas XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo y II Reunión Nacional de Materia Orgánica y Sustancias Húmicas, Bahía Blanca, Argentina, mayo 2014. En CD.
- Aparicio, V.C. & J.L COSTA. 2007. Soil quality indicators under continuous cropping systems in the Argentinean Pampas. Soil Till. Res. 96:155-165.
- Beare M.H; M.L. Cabrera; P.F. Hendrix & D.C. Coleman. 1994. Aggregate-protected and unprotected organic matter pool in conventional and no-tillage soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 58(3):787-795.
- Balesdent, J.; C. Chenu & M. Balabane. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. Soil Till. Res. 53(3-4):215-230.
- Cambardella, C.A. & E.T. Elliot. 1992. Particulate soil organic matter. Changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J. 56(3):777-783.
- Domínguez, G.F.; A. Andersen & G.A. Studdert. 2008. Cambios en la estabilidad de agregados en distintos sistemas de cultivo bajo siembra directa y labranza convencional. Actas XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Potrero de los Funes, San Luis, mayo 2008. En CD.
- Eiza, M.; G.A. Studdert.; N. Fioriti & G.F. Dominguez. 2006. Estabilidad de agregados y materia orgánica total y particulada en molisoles de Balcarce. Actas XX° Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy, Argentina, septiembre 2006. En CD
- Franzluebbers, A.; J. Sawchik & M.A. Taboada. 2014. Agronomic and environmental impacts of pasture–crop rotations intemperate North and South America. Agric. Ecosys. Environ. 190:18–26.
- Haynes, R. & M. Beare. 1997. Influence of six crop species on aggregate stability and some labile organic matter fractions. Soil. Biol. Biochem. 29:1647-1653.
- Li, S.; X. Gu; J. Zhuang; T. An; J. Pei.; H. Xie; H. Li; S. Fu & J. Wang. 2016. Distribution and storage of crop residue carbon in aggregates and its contribution to organic carbon of soil with low fertility. Soil Till. Res. 155:199-206.
- Mandiola, M.; G.A. Studdert; G.F. Domínguez & C.C. Videla. 2011. Organic matter fraction distribution in aggregate sizes of a Mollisol under contrasting managements. J. Soil Sci. Plant Nut. 11(4):41-57.
- Nelson, D.W. & L.E. Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: Page, A.L.; Miller, R.H.; Keeney, D.R. (eds.) Methods of soil analysis. Part 2. 2nd Ed. Agron. Monogr. 9. pp. 539-579. Am. Soc. Agron. and Soil Sci. Soc. Am., Madison, Wisconsin, EEUU.
-Novelli, L.; O. Caviglia & G. Piñeiro. 2017. Increased cropping intensity improves crop residue inputs to the soil and aggregate-associated soil organic carbon stocks. Soil Till. Res. 165:128-136.
- Panettieri, M.; C. Rumpel; M. Dignac & A. Chabbi. 2017. Does grassland introduction into cropping cycles affect carbon dynamics through changes of allocation of soil organic matter within aggregate fractions? Sci. Total Environ. 576:251-263.

- Quiroga, A.R. & G.A. Studdert. 2014. Manejo del suelo e intensificación agrícola: agua y materia orgánica, dos aspectos clave. En: HE Echeverría & FO García (eds.). Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. 2da ed. Pp. 73-100.Ediciones INTA. Buenos Aires, Argentina.
- R Development core team. 2010. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. http://www.R-project.org. Consulta 10 de junio de 2013.
- Roldán, M.F. 2012. Distribución del carbono orgánico particulado por tamaño de agregados bajo distintos sistemas de labranza. Tesis de *Magister Scientiae*. Área de Post-grado en Producción Vegetal, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Balcarce, Buenos Aires, Argentina. 71 p.
- Roldán, M.F.; G.A. Studdert; C.C. Videla; S. San Martino & L.I. Picone. 2014. Distribución de tamaño y estabilidad de agregados en molisoles bajo labranzas contrastantes. Ciencia del Suelo. 32:247-257.
- Six, J; E.T. Elliott & K. Paustian. 1998. Aggregate and SOM dynamics under conventional and no-tillage systems. Soil Sci. Soc. Am J. 62:1350–1358.
- Six, J.; E.T. Elliott & K. Paustian. 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. Soil Biol. Biochem. 32:2099-2103.
- Six, J.; H. Bossuyt; S Degryze & K. Denef. 2004. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. Soil Till. Res. 79:7-31.
- Soil Survey Staff. 2014. Keys to soil taxonomy. USDA, Natural Resources Conservation Service. Washington, DC, EEUU. 372 p.
- Studdert, G.; H. Echeverría & E. Casanovas. 1997. Crop-pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a typic argiudoll. Soil Sci. Soc. Am. J. 61:1466-1472.

C4P138. ¿RESPONDEN EL pH, CLORUROS Y POTASIO DE MOSTOS Y VINOS A LA SALINIDAD EDÁFICA?

Vallone, Rosana; Martinez, Laura; Olmedo Federico y Sari, Santiago

E.E.A. INTA Mendoza. San Martín 3853, Luján de Cuyo, Mendoza, Argentina vallone.rosana@inta.gob.ar

RESUMEN

En Mendoza gran parte de los viñedos están implantados en zonas de alta peligrosidad salina. En Argentina el límite legal de cloruros en los vinos es de 0,6 g/L expresado como KCl. La industria sostiene que los vinos provenientes de zonas salinas y altos contenidos de potasio edáfico presentarían mayores contenidos de Cl^- y K^+. Para estudiar estas relaciones se analizaron durante tres temporadas suelos, hojas, mostos y vinos de distintas variedades en áreas salinas de la cuenca del Río Mendoza. La concentración de Cl^- de pecíolos en cosecha fue inferior al 1% considerado tóxico. La mayor concentración se encontró en Cabernet Sauvignon y la menor en Bonarda. En mostos y vinos la concentración de Cl^- superó el límite legal en Cabernet Sauvignon, Tempranillo y Pedro Gimenez y fueron no cuestionables en Malbec, Bonarda y Criollas. Shiraz duplicó los Cl^- durante la fermentación hasta 1 g/L. No hubo relación entre Cl- de mostos y vinos. El aumento en concentración de Cl^- en vinos estuvo débilmente asociado a aumentos de la salinidad edáfica ($r= 0,55$, $p\leq0,0015$). Malbec presentó mayores concentraciones de Cl^- en hollejos y pulpas respecto de Cabernet Sauvignon, inversamente el vino resultante de éste tuvo menor contenido de Cl^- (0,46 g/L). La diferente relación pulpa:hollejo podría determinar diferente extracción durante la fermentación. No hubo relación entre K intercambiable en suelo y K en vino ($r=0.29$, $p =0,105$). La variedad tuvo influencia sobre K^+ en mosto y pH en vino. Esta información de vinos provenientes de áreas salinas es de interés al negociar los límites composicionales para mercados externos.

Palabras clave: salinidad, vitivinicultura, Río Mendoza

INTRODUCCIÓN

Además de los daños que produce la alta salinidad en la productividad de la vid, existe un problema adicional como es la disminución de la calidad del vino debido al aumento en el contenido de cloruros ($Cl^{-)}$. Se cree que los sabores salados juegan un papel en el mantenimiento del homeostasis iones y agua. Sin embargo, el consumo de vino con altas concentraciones puede ser desagradable. Relacionado a esta capacidad de los degustadores de percibir el gusto salado cercano a los límites legales, se han establecido umbrales de percepción sensorial de cloruro de sodio (NaCl) en mostos y vinos como herramienta para la toma de decisiones a tiempo sobre la idoneidad de uvas para vinificar (Levi *et al.*,2014).

En Argentina el límite de Cl^- en los vinos es de 0,6 g/L como cloruro de potasio (KCl) y 0,8 g/L como NaCl (Res C.35/2000, Reglamentación vigente INV), Los límites legales varían ampliamente entre países: en Australia el límite legal es de 1 g/L expresado como cloruro de sodio, el vino no debe contener más de 606 mg/L Cl^-; en Sud África es de 100 mg/L de sodio (Na^+) el, Suecia 60 mg/L de Na^+. Turquía 500 mg/L de cloruros como NaCl (Stockley & Looyd-Davis, 2001). Walker *et al.* (2010) han evidenciado que vinos de la variedad Shiraz superaban los límites en Australia en algunos sitios cuyos suelos presentaban CE de 2,1 dS/m a 3,3 dS/m, con viñedos a pie franco o con portainjertos como K51-40. Sumado a esto, también observaron que en los vinos de esta variedad luego de la fermentación aumentaban los contenidos de Cl^-, presentando una relación entre el Cl^- del vino y de la uva de 1,7:1. En ese mismo trabajo, a diferencia de lo observado en Shiraz, el Chardonnay, por vinificarse en blanco, presentó una tasa de extracción de Cl^- distinta, existiendo una relación 1:1 entre el Cl^- del vino y el de la uva. Estos autores también evidenciaron una correlación positiva entre la concentración de Cl^- en pecíolos en floración con la concentración en uvas a cosecha, no obstante, la pendiente de la relación dependía del sitio analizado. Menores concentraciones de cloruros en pulpa y hollejos de Chardonnay respecto de Shiraz injertado sobre Ramsey y 1103 Paulsen también fueron halladas por Tregeagle *et al.* (2006) y Gong *et al.*, (2010).

Este relevamiento pretende determinar las relaciones entre características de suelos áridos regadíos zonales y los contenidos de cloruros, potasio y pH en vides, mostos y vinos de viñedos provenientes de áreas salinas.

MATERIALES Y MÉTODOS

En los años 2014, 2015 y 2016 se seleccionaron a través de técnicas geoestadísticas viñedos cultivados en suelos desde la zona alta a baja de la cuenca del Río Mendoza, abarcando los departamentos de Luján, Maipú y Lavalle. El tamaño muestral se evaluó a partir de la semivarianza de los datos de CEes del estudio del mapa utilitario de suelos (Vallone *et al.*, 2007) aplicando la técnica propuesta por Hengl (2009). Posteriormente se seleccionaron aleatoriamente

sitios con CEes mayores a 4 dS/m según su ubicación en las subcuencas. Se utilizó el software estadístico R (R Core Team 2016). Resultaron 53 viñedos relevados. De cada viñedo seleccionado, se extrajeron muestras representativas de suelo a dos profundidades (0-50 y 50-100 cm) según método de riego gravitacional o presurizado. En ellas se determinó conductividad eléctrica del extracto de saturación (CEes), pH en pasta, Cl^-, potasio intercambiable con acetato de amonio pH 7 (Kint) y textura por volumen de sedimentación (Nijensohn & Pilasi, 1962). En cosecha, se extrajeron aleatoriamente 150-200 hojas ubicadas en el primer tercio a partir del ápice y con su tamaño definitivo, de brotes con racimos y de 50 a 60 plantas. Se separaron pecíolos de limbos que fueron secados en estufa a 60ºC, molidos y conservados para posteriores análisis. Asimismo, de esas mismas plantas se cosecharon racimos hasta completar unos 40 kg por sitio que se trasladaron a bodega. En bodega se muestrearon 15 racimos y se remitieron a laboratorio para determinar peso y volumen de bayas y peso de raquis. En la cosecha 2014 además, las variedades Malbec y Cabernet Sauvignon fueron estudiadas más en detalle en la subcuenca de la zona alta del Río Mendoza, separando pulpa de hollejos y posterior mineralización con ácido nítrico. En los mostos se determinó pH, ºBrix, acidez total (AT), potasio por espectrofotometría de absorción atómica (EEA) y cloruros por electrodo de ión selectivo (técnica ISE, OIV-MA-AS321-02, 2015). La elaboración de los vinos tintos y blancos se realizó de acuerdo al protocolo del Centro de Estudios Enológicos de la EEA INTA Mendoza. En los vinos resultantes se analizó pH, AT, potasio por EEA y cloruro por ISE. En los tejidos en extracto ácido de pulpas, hollejos, peciolos, raquis y limbos se determinaron cloruros por ISE y potasio por EEA.

Los datos fueron sometidos a análisis estadístico descriptivo, regresiones entre variables, correlaciones simples, análisis de sendero y correlación espacial con el software Infostat y R (Di Rienzo *et al.*, 2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las concentraciones de Cl^- en pecíolos son relativamente altas, pero inferiores al 1% considerado tóxico para vid en general avanzado el verano (Tabla 1). La variedad con mayor concentración es Cabernet Sauvignon y la de menor Bonarda. El orden de concentraciones de cloruros se mantiene luego en general en mostos y vinos. Hay un marcado efecto varietal sobre la concentración de cloruros en mostos, superando los límites establecidos en Tempranillo, Pedro Gimenez y, Cabernet Sauvignon y evidenciando menores contenidos en Malbec, Bonarda, Shiraz y Criollas (Figura 1) y entre localidades relevadas (Figura 2).

Tabla 1: Concentración de cloruros (%) en pecíolos extraídos al momento de la cosecha por variedad en viñedos relevados en la cuenca del Río Mendoza (promedio 2004-2015.2016)

Variedad	Media ± EE
Cabernet Sauvignon	0,99 ± 0,36
Pedro Gimenez	0,86 ± 0,11
Criollas	0,74 ± 0,15
Malbec	0,65 ± 0,09
	0,
	0,

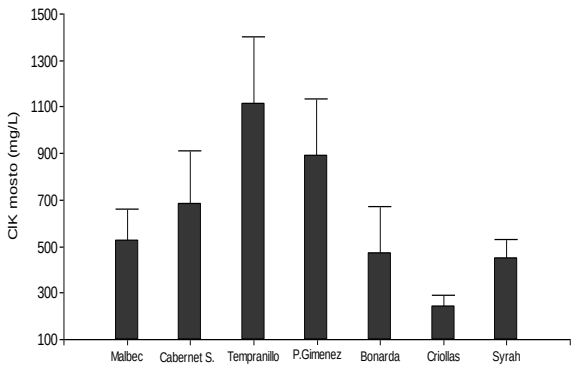


Figura 1: Concentración de cloruros (como KCl) en mostos de distintas variedades relevadas en la cuenca del Río Mendoza en área de suelos salinos (barra vertical indica error estandar)

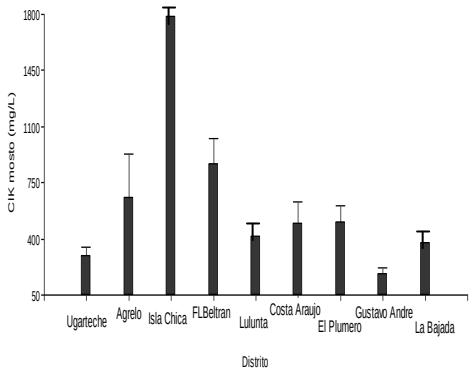


Figura 2: Concentración de cloruros (como KCl) en mostos en distintos distritos vitícolas relevados en la cuenca del Río Mendoza en área de suelos salinos (barra vertical indica error estandar).

Los contenidos de cloruros en mostos, no se relacionan luego claramente con los valores en vinos (Figura 3 derecha), porque dependería también de la capacidad de extracción durante la fermentación de las variedades. La variedad Shiraz es la que más aumentó, al igual que encontraron Walker *et al*. (2010), Tempranillo y Pedro Gimenez disminuyeron y Cabernet Sauvignon, Bonarda, Malbec y las Criollas permanecieron más o menos igual (Tabla 2).

Tabla 2: Concentración de cloruros (expresado como KCl, mg/L) en vinos de distintas variedades de vid relevadas en la cuenca del Río Mendoza 2014 a 2016

Variedad	Media	E.E.	Mín	Máx
Shiraz	1001,6	203,7	629,2	1330,8
Tempranillo	705,8	179,2	526,6	884,9
Pedro Gimenez	698,7	581,0	114,4	1860,7
Cabernet Sauvignon	672,9	232,9	159,8	1667,3
Bonarda	470,5	125,2	316,3	718,4
Malbec	464,3	71,2	175,8	794,1
Criollas	281,4	40,7	191,8	388

Adicionalmente, se evaluó el efecto de la relación hollejo:pulpa en el potencial de extracción de cloruros en la vinificación de variedades tintas. La variabilidad observada tanto en hollejo y pulpa (Figura 3, izq) se debería a la variedad principalmente y al estado hídrico que influiría en el volumen de la baya (no evaluado). Según Gong *et al.*, (2010), las concentraciones de cloruros en hollejos de uvas son 7 a 14 veces mayores que en las pulpas. Además, las concentraciones de Cl^- en hollejos son 3-8 veces mayores que las de Na^+. Durante la fermentación de mostos de vinos tintos involucrando un período de contacto con los hollejos, la concentración de Cl^- se incrementa significativamente durante unos pocos días al inicio de mientras es solamente marginal el incremento de Na^+. El incremento de concentración de cloruros en vinificaciones de Chardonnay fue significativamente menor que los de Shiraz por el no contacto con los hollejos (Tregeagle *et al.*, 2006; Walker *et al.*, 2010). El incremento de Cl^- y Na^+ con el aumento de la salinidad en mostos de Sultana fue mucho mayor a pie franco (243 y 158 mg/L respectivamente a 3.50 dS/m), comparado con Sultana injertada sobre Ramsey (64 y 80 mg/L respectivamente a 3.50 dS/m) y 1103 Paulsen 49 y 51 mg/L respectivamente a 3.50 dS/m (Walker *et al.*, 2004).

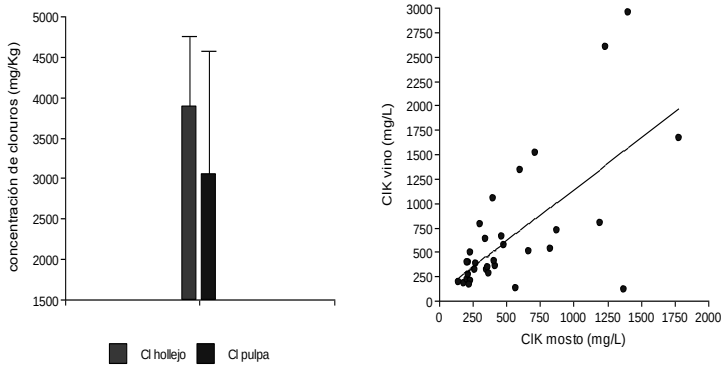


Figura 3: Concentraciones de cloruros en hollejo y pulpa promedios de distintas variedades (izq) y relación entre la concentración de cloruros en mosto y vino, R^2=0,44 (der) procedentes de viñedos relevados en la cuenca del Río Mendoza en área de suelos salinos (barra vertical indica error estandar)

Malbec presentó mayores concentraciones de Cl^- hollejos (0,50%) y pulpas (0,36%) comparado con Cabernet Sauvignon (0,085% y 0,143% respectivamente). Sin embargo, el vino Malbec resultante tuvo menos contenidos de Cl^- (464,3 mg/L) que Cabernet Sauvignon (672,9 mg/L). Esto indicaría que la extracción del anión durante la vinificación es mayor para el Cabernet Sauvignon y las causas físico-químicas aún no están dilucidadas. La relación hollejo:pulpa (0,25 en Malbec y 0,47 en Cabernet Sauvignon) y la capacidad de acumulación y extracción de Cl^- según variedad, explicaría el comportamiento diferencial dentro de la cuenca quizás más que la propia salinidad del suelo (Walker et al., 2003), pero estos aspectos deben ser aun profundizados con más estudios. La correlación entre Cl^- en mostos y vinos con la CEes del suelo, estuvo entre 0,41 y 0,55 respectivamente según los coeficientes de Pearson obtenidos (Tabla 3), superando los valores legales en suelos con CEes mayores a 3,7 dS/m.

Tabla 3: Coeficientes de correlación de Pearson entre distintas variables suelo:mosto:vino en la cuenca del Río Mendoza

Variable 1	Variable 2	Coef. Pearson	p-valor
K vino	K suelo	0,29	0,1258
K vino	K mosto	0,57	0,0017
K vino	pH vino	0,79	<0,0001
pH suelo	pH mosto	0,38	0,0411
Cl vino	CEes	0,55	0,0015
Cl vino	K suelo	0,40	0,0305
Cl mosto	CEes	0,41	0,0232

Con el análisis de sendero se construyeron modelos de causa-efecto entre las variables en vino y edáficas a través de la partición de la correlación en efectos directos e indirectos. Se analizaron las siguientes variables dependientes en vino: Cl^- (expresado como KCl), pH, y K y como variables predictoras del suelo: CEes, Cl^- y Kint. Los resultados indicaron que la correlación entre cloruros en vino y cloruros en suelo fue significativa y directa (r=0,52, p =0,0031) y con CEes (r=0,55, p =0,0015) determinada principalmente por la correlación entre cloruros en vino y cloruros en suelo (r=0,26). Los contenidos de K en vino no estuvieron asociados a variables de salinidad edáficas o K intercambiable (r=0.29, p = 0,105). Tampoco se han encontrado relaciones consistentes en otras zonas vitícolas entre contenido de K en suelo y K en mosto. Dundon *et al*. (1984) no la encontraron y Walkey & Blackmore (2012) sí. Es posible que diferencias varietales y su influencia en la redistribución y movilización de K dentro de la planta sea un factor a considerar (Tabla 4), aspecto no evaluado en el presente estudio. Boulton (1980) postula que la absorción - ATPasa mediante- del K edáfico es esencialmente independiente de la concentración externa del elemento, siempre que no prevalezca una situación de deficiencia. La absorción estaría controlada por la actividad metabólica del citoplasma de las células de la raíz. En algunos trabajos de varios años de duración, no ha habido variaciones en K, pH y AT del mosto. En presencia de deficiencias de K en cambio, sí se han observado estas modificaciones, como en el caso de uvas Concord (Mattic *et al.*, 1972).

El pH del vino (rango entre 3,2 y 4,5) estuvo inversamente correlacionado con los cloruros en suelo (r=-0,45, p =0,0122) y con K en vino (r=0,79, p =0,0001), quien a su vez correlacionó significativamente con K en mosto (r=0,57, p =0,0017). Somers (1975) encontró que altos contenidos de K en mosto se correspondían con altos pH en mosto. Rankine (1977) observó que vinos tintos australianos tuvieron un rango de pH mayor (3,4-4,3) que los franceses (3,0-3,9) ligado a mayores contenidos de K en mosto. Walker & Blackmore (2012) hallaron mayores pH en vino relacionado con mayores sólidos solubles y K en mosto. En nuestro estudio hubo una correlación significativa también entre sólidos solubles y K en mosto (r=0,43, p=0,0227). La variedad influyó en los contenidos de K en mosto y pH en vino (Tabla 4), inversamente relacionado con los contenidos de Cl^- en mostos: Pedro Gimenez y Tempranillo, tuvieron mayor concentración de Cl^- y menores contenidos de K^+ en mosto y pH en vino, al contrario de Bonarda y Malbec (Figura 1 y Tabla 4).

Tabla 4: Contenidos de K en mosto (mg/L) y pH en vinos de distintas variedades relevadas en la cuenca del Río Mendoza

Variedad	K^+ mosto	pH vino
Pedro Gimenez	1373,0	3,27
Tempranillo	1466,5	3,93
Syrah	1654,7	3,67
Criollas	1665,3	3,74
Bonarda	1885,3	4,03
Cabernet Sauvignon	1892,0	4,06
Malbec	1917,4	3,99

En síntesis, en el presente estudio se obtuvo que, a mayores contenidos de cloruros en suelo, menor absorción de potasio (evidenciado por menores concentraciones de K en pecíolos, datos no mostrados), resultando en menores pH y K en vinos. La declinación general en la absorción de potasio con el incremento de la salinidad es en parte atribuible al

reemplazo por el Na^+ (Downton, 1985). Los vinos de Luján resultaron de menor contenido de cloruros (411 mg/L) y mayores valores de K (1609 mg/L) y pH (4,1) (Figura 4). Los distritos de Fray Luis Beltrán (674 mg/L), Agrelo (748 mg/L) y El Plumero (1188 mg/L) presentaron contenidos de cloruros (como KCl) en vinos superiores al límite legal (Figura 5).

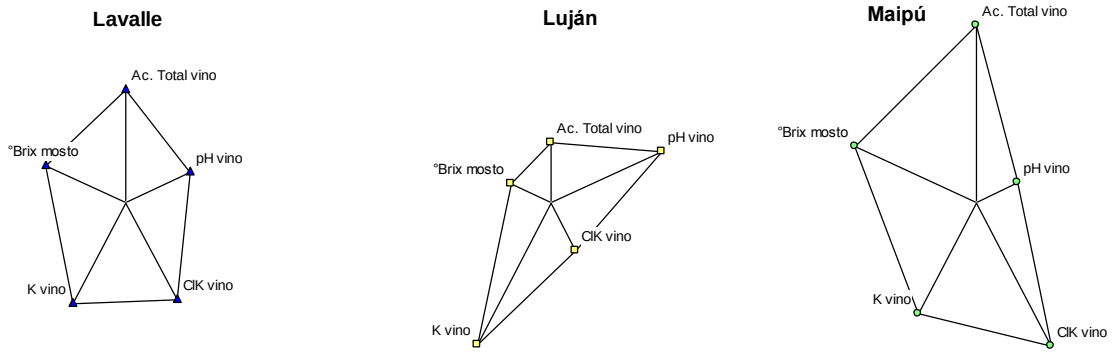


Figura 4. Gráfico de estrellas comparativo de los vinos provenientes de viñedos ubicados en la cuenca del Río Mendoza

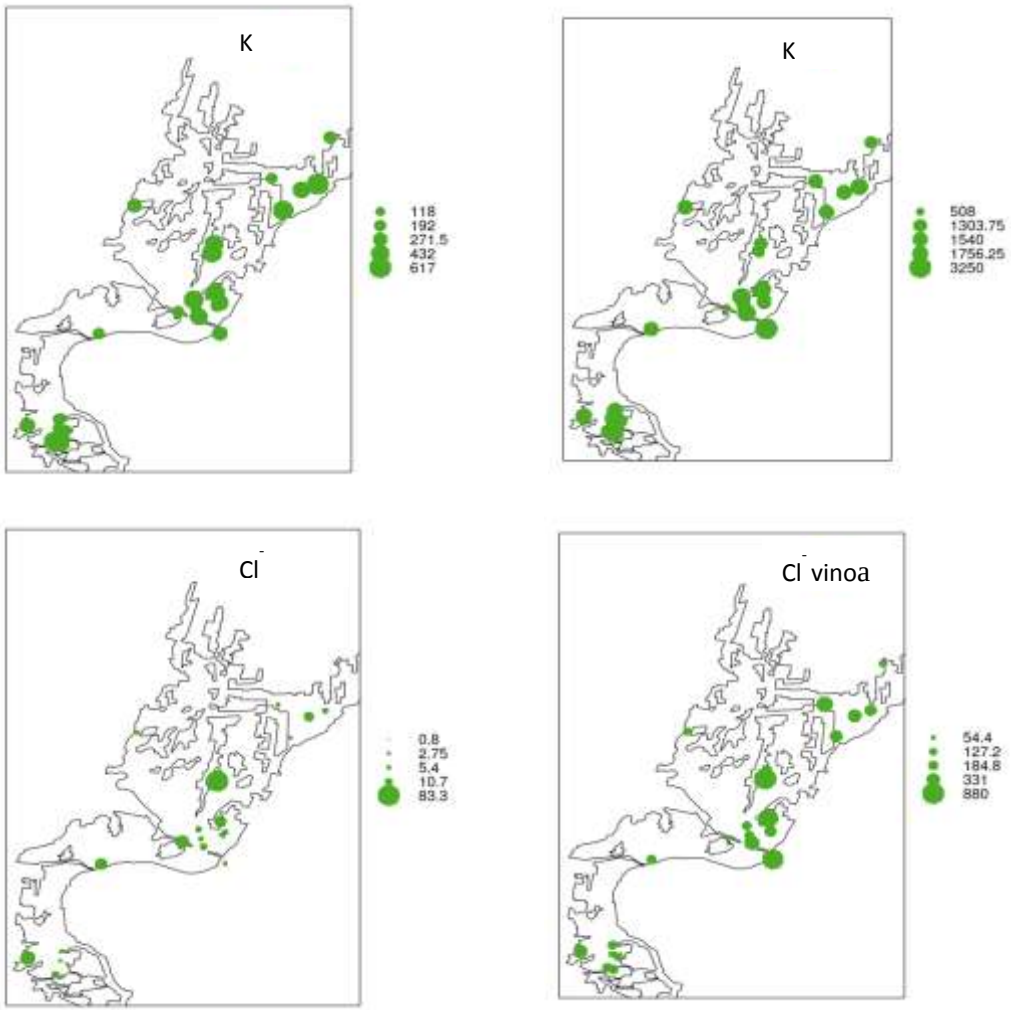


Figura 5. Distribución espacial del contenido de K int en suelo (mg/kg), K en vino (mg/L), cloruros en suelo ($mmol_c$/L) y cloruros en vino (como cloruros en mg/L), de viñedos ubicados en la cuenca del Río Mendoza. (El tamaño de los círculos representan los contenidos medios relativos)

Otro factor que se asoció a los contenidos de cloruros hallados en los vinos fue el sistema de riego. Los vinos provenientes de parcelas de campo regadas por goteo presentaron menores concentraciones (422,4 mg/L Cl^-, CEes 2,84

dS/m) que suelos con riego gravitacional (634,8 mg/L Cl^-, CEes 3,72 dS/m), explicado por el más efectivo control de la salinidad en la zona de enraizamiento bajo el bulbo.

CONCLUSIONES

En el presente estudio los contenidos de K en vino no estuvieron asociados a variables de salinidad edáficas o K intercambiable; a mayores contenidos de cloruros en suelo fue menor absorción de potasio resultando en menores pH y K en vinos. La correlación entre cloruros en vino y cloruros en suelo fue significativa y directa. Los vinos de Luján resultaron de menor contenido de cloruros (411 mg/L) y mayores valores de K (1609 mg/L) y pH (4,1) (Figura 4). Los distritos de Fray Luis Beltrán (674 mg/L), Agrelo (748 mg/L) y El Plumero (1188 mg/L) presentaron contenidos de cloruros (como KCl) en vinos superiores al límite legal. La variedad influyó en los contenidos de K en mosto y pH en vino, inversamente relacionado con los contenidos de Cl^- en mostos: Pedro Gimenez y Tempranillo, tuvieron mayor concentración de Cl^- y menores contenidos de K^+ en mosto y pH en vino, al contrario de Bonarda y Malbec. La relación hollejo:pulpa y la capacidad de acumulación y extracción de Cl^- explicaría el comportamiento diferencial entre Malbec y Cabernet Sauvignon dentro de la cuenca más que la propia salinidad del suelo. Malbec presentó mayores concentraciones de Cl^- en hollejos pero el vino resultante tuvo menos contenidos de Cl^- (464,3 mg/L) que Cabernet Sauvignon (672,9 mg/L). El relevamiento de viñedos y vinificación de esta cuenca continúa y se están vinificando las uvas 2017. Los datos de composición promedio de iones en vinos para las distintas subcuencas y su relación con la salinidad edáfica, son de interés para la industria vitivinícola argentina sobre todo al momento de negociar los límites composicionales de iones en vinos, particularmente los propuestos para cloruros.

BIBLIOGRAFÍA

- Boulton, R. 1980. The relationship between total acidity, titratable acidity and pH in grape tissue. Vitis 19, 113-120.
- Bownton, W.J.S., 1985. Growth and mineral composition of the Sultana Grapevine as influenced by salinity and rootstock. Austr. J. Agric. Res.36: 425-34
- Dundon, C.G.; Smart, R.E.; & Mc Carthy, M.G. 1984. The effect of potassium fertiliser on must and wine potassium levels of Shiraz grapevines. Am J. of Enology and Viticulture 35:200-205.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., & Robledo C.W. InfoStat versión 2016. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- Hengl, T. 2009. A Practical Guide to Geostatistical Mapping. Office (Vol. 13). https://doi.org/10.1016/0277-9390(86)90082-8
- Gong, H.; Blackmore, D.H. and Walker, R.R. 2010. Organic and inorganic anions in Shiraz and Chardonnay grape berries and wine as affected by rootstock under saline conditions. Australian Journal of Grape and Wine Research 16, 227-236.
- Levy C; Petrie, P.R.; Hasted, A.M.; Johnson, T.E.; Collins, C. & Bastian, S.E.P. (2014). Evaluation of sensory thresholds and perception of sodium chloride in grape juice and wine. Am. J. Enol. Vitic. 65 (1), 124-133Mattick, L.R.; Shaulis, N.J. a& J.C. Moyer. 1972. Am. J. Enol. Vitic. 23: 26-30.
- OIV. 2015. Compendium of International Methods of Analysis. http://www.oiv.int/en/technical-standards-and-documents/methods-of-analysis/compendium-of-international-methods-of-analysis-of-wines-and-musts-2-vol
- Nijensohn, L.& H. Pilasi. 1962. Correlación entre contenido de agua a pF0, volumen de sedimentación y porcentaje de arcilla. Resúmenes de Trabajos y Comunicaciones, 2a Reunión Argentina y 1er Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo, Mendoza.
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.
- Rankine, B.C. 1977. Developments in malo.lactic fermentation iN australian red tables wines. Am J. of Enology and Viticulture 28: 27-33.
- Somers, T.C. 1975. In search of quality for red wines. Food Technology in Australia, 27:49-56
- Stockley, C. & Looyds-Davies, S. 2001. Analytical specifications for the export Australian wine. Aust. Wine Research Institute, Adelaide.
- Tregeagle, J.M; Tisdall, J.M.; Blackmore, D.H. & Walker, R.R. 2006. A disminushed capacity for chloride exclusion by grapevine rootstocks following long-term saline irrigation in an inland versus a coastal region of Australia, Aus J. Grape & Wine Res. 12, 178-191.
- Vallone, R.C.; Maffei, J.A; Olmedo, G.F.; Morábito, J.A.; Mastrantonio, L.E; Lipinski, V. & FilippinI, M.F. 2007. Mapa de Aptitud de Suelos con fines de riego y de riesgo de contaminación edáfica de los oasis irrigados de la Provincia de Mendoza. Informe Final al DGI en convenio con la Organización de Estados Iberoamericanos. 65 p, más Anexos Mapas y Fichas de perfiles modales.
- Walker, R.R.; Blackmore, D.H.; Clingeleffer, P.R.; Godden, P.; Francis; L.; Valente, P. & Robinson, E. 2003. Salinity effects on vines and wines. Bulletin de l'OIV 76: 200-227.
- Walker, R.R.; Blackmore, D.H.; Clingeleffer, P.R. & Correl, R.L. 2004. Rootstock effects on salt tolerance of field-grown grapevines (Vitis vinifera L. cv Sultana). 2. Ion concentracions in leaves and juice. Austr. J. og Grape and Wine Research 10, 90-99.
- Walker, R.R; Blackmore, D.H. & Cligeleffer, P.R. 2010. Impact of roostock on yield and ion concentrations I petioles juice and wine of Shiraz and Chardonnay in different viticultural environments with different irrigation water salinity. Australian Journal of Grape and Wine Research, 16(1), 243-257.
- Walker, R.R; Blackmore, D.H. 2012. Potassium concentration and pH inter-relationships in grape juice and wine of Chardonnay and Shiraz from a range of rootstocks in different environments. Austr. J. of Grape and Wine Research, 18:183-193.

C4P139. EXPANSIÓN AGRÍCOLA EN LA CUENCA DEL ARROYO DEL TALA: EFECTO SOBRE LA EROSIÓN HÍDRICA Y CONTAMINACIÓN

Vangeli, Sebastián [12]; Castiglioni, Mario G. [1]; Kraemer, Filipe B. [13] y Chagas, Celio I. [1]

[1]Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Cátedra de Manejo y Conservación de Suelos; [2]INTA/CONICET, Instituto de Clima y Agua; [3]CONICET. vangeli@agro.uba.ar

RESUMEN

En la Pampa Ondulada bonaerense, la superficie agrícola aumentó a expensas del pastizal bajo uso ganadero. El reemplazo del pastizal nativo por agricultura altera la estructura y el funcionamiento del agro-ecosistema, poniendo en riesgo la provisión de algunos servicios ecosistémicos, entre los cuales se encuentra la protección del suelo. El objetivo de este trabajo fue: Cuantificar el avance de la agricultura en la cuenca del Arroyo del Tala en las últimas tres décadas a través del uso de herramientas de teledetección, estimando su efecto sobre la erosión hídrica y la producción de sedimentos. Se trabajó con imágenes LandSat de cuatro campañas entre los años 1987 y 2015 (27 escenas). Para cada campaña, se clasificaron los píxeles según si eran o no agrícolas, lo cual permitió cuantificar la evolución de la superficie agrícola en el periodo bajo estudio. Utilizando la ecuación universal de pérdida de suelo (USLE), se calculó la erosión potencial y actual de las tierras agrícolas y del pastizal. A su vez, se estimó el cambio en la producción de sedimentos de la cuenca al Arroyo del Tala por el avance de la agricultura. Los resultados obtenidos indican que para el periodo 1987-2015, la agricultura avanzó sobre 26% de la superficie de la cuenca, ocupando en la actualidad casi el 80% de su superficie total. La erosión potencial de los suelos incorporados a la agricultura fue 45,1 t ha^{-1} $año^{-1}$, valor un 23% mayor que en las tierras tradicionalmente agrícolas. La erosión hídrica actual promedio de la cuenca aumentó de 3,6 a 4,4 t ha^{-1} $año^{-1}$, mientras que 6.000 hectáreas se adicionaron a las 14000 preexistentes con erosión actual por encima de la tolerancia (6 t ha^{-1} $año^{-1}$). Este comportamiento determinaría un incremento de casi 22000 t $año^{-1}$ en la cantidad de sedimentos que alcanzarían el Arroyo del Tala.

Palabras claves: Degradación, uso de la tierra, contaminación difusa

INTRODUCCIÓN

El reemplazo de vegetación nativa por agricultura provoca fuertes alteraciones en la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas, poniendo en riesgo la provisión de muchos servicios ecosistémicos tales como la protección del suelo, el ciclado de nutrientes y carbono, la regulación hidrológica y la purificación del agua (Chapin *et al.*, 2000; Foley *et al.*, 2005). En la Pampa Ondulada, la superficie destinada a la producción de cultivos anuales aumentó en las últimas décadas (Viglizzo *et al.*, 2010), ocupando en algunos casos tierras marginales frágiles (Kraemer *et al.*, 2013). Pese a que en esta región las pendientes son menores al 3% y el sistema de labranza más utilizado es la siembra directa, existe preocupación debido a la existencia de procesos de erosión hídrica severos (Chagas *et al.*, 2014). A pesar de la generalización en la implementación de la siembra directa, en esta región existen evidencias de la existencia de procesos de erosión hídrica severos, los cuales podrían estar asociados a un mal uso del territorio.

Las cuencas son unidades de gestión adecuadas para planificar el uso de la tierra en paisajes fluviales. Sin embargo, es escasa la información disponible a dicha escala, respecto a la incidencia de la distribución de la superficie agrícola y al efecto de su avance sobre los niveles de erosión hídrica y la contaminación difusa de cursos de agua con sedimentos.

Los objetivos de este trabajo fueron: 1) Cuantificar para las últimas tres décadas, el avance de la agricultura y su distribución espacial en la cuenca del Arroyo del Tala y 2) Estimar el efecto de dicho avance sobre la erosión hídrica y la producción de sedimentos en la cuenca del Arroyo del Tala.

Para cumplir con el primer objetivo y utilizando herramientas de teledetección, se analizó el área bajo agricultura de la cuenca del Arroyo del Tala para cuatro campañas comprendidas entre los años 1987 y 2015. Como consecuencia se obtuvo un mapa sintético que resume el uso de la tierra para dicho período. Se estimó el avance de la producción de cultivos en cada uno de los tercios en que se dividió la cuenca, diferenciando a su vez los sectores altos del plano aluvial dominado por suelos hidrohalomórficos con aptitud ganadera. Para cumplir con el segundo, se elaboró un mapa de erosión potencial de la cuenca del Arroyo del Tala. A su vez, se estimó el cambio en la tasa de erosión hídrica y en la

producción de sedimentos, atribuible al aumento en el área agrícola para el periodo comprendido entre 1987/88 y 2014/15, registrado en el mapa sintético.

MATERIALES Y MÉTODOS

Estimación de la superficie agrícola

Se identificaron los principales usos de la tierra (ganadería y agricultura) para el periodo comprendido entre 1987 y 2015, en el cual se presume que ocurrieron cambios significativos en la superficie destinada a las producciones agrícola y ganadera. Debido a la disponibilidad de un registro histórico de imágenes de características similares durante ese periodo, se trabajó sobre escenas de los sensores TM y OLI provenientes de las plataformas LandSat 5 y 8 (path row: 226-83). Las campañas fueron seleccionadas por su disponibilidad de imágenes distribuidas a lo largo del año: 1987/88 (7 escenas), 1992/93 (7 escenas), 2006/07 (7 escenas) y 2014/15 (6 escenas). Se utilizó un producto de Reflectancia de Superficie de la web EarthExplorer, perteneciente al Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS). Este producto incluye correcciones geométricas, radiométricas y atmosféricas (más especificaciones del producto: https://landsat.usgs.gov/sites/default/files/documents/lasrc_product_guide.pdf). Se calculó el NDVI para cada escena a través de la fórmula: (IRc-R)/(IRc+R); donde IRc es la banda correspondiente a la porción del infrarrojo cercano en el espectro electromagnético y R la del rojo. Se realizó una pila de capas (*"Layer stack"*) para cada campaña con los valores de NDVI de cada fecha. Luego, se calculó el desvío estándar del NDVI para cada campaña, el cual fue utilizado para realizar la clasificación. Aquellos píxeles bajo agricultura presentan mayor desvío estándar, por lo cual se pudo establecer un umbral de desvío estándar a partir del cual se consideró que los pixeles estaban bajo agricultura. En primer lugar, se realizó la clasificación para la campaña 2014/15, utilizando este criterio de umbral de desvío estándar. Se validó esta metodología con 16 lotes agrícolas y ganaderos relevados a campo durante esa campaña, arrojando un valor de eficiencia muy satisfactorio (95%). Luego se replicó la misma metodología para las campañas previas, en las que no se contaba con información de terreno. Los valores de desvío estándar utilizados como umbral se definieron para cada campaña, a partir de la observación de histogramas y los valores de NDVI para cada fecha.

Una vez realizada la clasificación de los píxeles correspondientes a agricultura en cada una de las cuatro campañas, se procedió a realizar un mapa sintético de uso de la tierra para el periodo bajo estudio. Para ello se clasificaron los píxeles en cinco categorías, en función de su clase en cada campaña: i) Agricultura continua: clasificados como agricultura en las cuatro campañas, ii) Agricultura en rotación: al menos en una campaña no fueron clasificados como agricultura, iii) Avance agricultura: no fueron clasificados como agricultura en la(s) primera(s) campaña(s) y se mantuvieron como agrícolas una vez que fueron clasificados como tales, iv) ganadería: no fueron clasificados como agricultura en ninguna de las cuatro campañas y v) urbano: delimitada manualmente a partir de imágenes de alta resolución disponibles en Google Earth. Luego se realizó un filtro de mediana (3x3) para obtener el producto final.

Para identificar el avance de la agricultura dentro del plano aluvial del Arroyo del Tala, se seleccionaron las unidades cartográficas del mapa de suelos de INTA (1:50.000) que, por su ubicación y características, pertenecían a dicho sector. Las unidades cartográficas seleccionadas poseen suelos con algún grado de hidro-halomorfismo y están ubicadas en sectores deprimidos, próximos al mencionado Arroyo.

Estimación de la erosión hídrica y producción de sedimentos

Para estimar la pérdida de suelo por erosión hídrica se utilizó la USLE (Ecuación 1):

$$A = R * K * LS * C * P \quad (1)$$

Donde A es la pérdida de suelo estimada (t ha^{-1} $año^{-1}$), R es la erosividad de las lluvias (Mj*mm*ha^{-1}*h^{-1}), K es la erodabilidad del suelo [(t*ha^{-1}*$año^{-1}$)*(Mj*mm*ha^{-1}*h^{-1}) $^{-1}$], LS es un factor topográfico, C es un factor de cobertura y manejo y P es un factor de prácticas sostén.

A partir de la USLE, se generó un mapa de erosión potencial para la cuenca del Arroyo del Tala (no presentado). Este mapa se obtuvo a través del producto de los primeros tres factores de la ecuación (R, K y LS) y es una medida de la fragilidad de las tierras a sufrir el proceso de erosión hídrica. El factor LS fue obtenido a partir de un Modelo Digital de Elevación (Kraemer *et al.*, 2013), utilizando la ecuación propuesta por Wischmeier & Smith, 1978 (Ecuación 2).

$$factor\ LS = \left(\frac{L}{22{,}13}\right)^{m} * \ (0{,}006541\ S^2 + 0{,}0045\ S + 0{,}0065) \quad (2)$$

Donde L es la longitud de la pendiente, S es el gradiente y m es un coeficiente que varía entre 0,2 y 0,5 según el grado de la pendiente. El factor K fue estimado utilizando el nomograma de Arnoldus (1977), a partir de algunas propiedades edáficas obtenidas del mapa de suelos de INTA a escala 1:50.000. Se calculó el K para cada serie del mapa de suelos. Para obtener el K de las unidades cartográficas, se realizó un promedio ponderado de los valores de K, teniendo en cuenta la proporción en superficie de cada una de las series que integran cada unidad. Se utilizó un factor R uniforme para toda la cuenca, de 520 Mj*mm*ha^{-1}*h^{-1}, calculado para esta cuenca a partir del análisis de datos pluviográficos en el periodo 2001-2013 (Kraemer *et al.*, en prensa). El mapa de erosión potencial resultante cuenta con una resolución de 30 metros.

Para estimar la erosión actual, se multiplicó la erosión potencial por los factores C y P. El C fue obtenido a partir de una ecuación que relaciona el factor C con el NDVI obtenido de sensores remotos (Van der Knijff *et al*., 1999) (Ecuación 3).

$$\text{factor C} = \exp\left[-\alpha \text{ x } \left(\frac{\text{NDVI}}{\beta - \text{NDVI}}\right)\right] \quad (3)$$

De acuerdo a la bibliografía disponible para otros sitios, se utilizó un valor α de 2 y β de 1 (Vrieling, 2006; Prasannakumar *et al.*, 2011; Parveen & Kumar, 2012). Se obtuvo un valor de C para cada uso de la tierra (agricultura, ganadería y agricultura en rotación), para las campañas comprendidas entre 2000-2001 y 2016-2017, inclusive. Los valores de NDVI utilizados provienen de una serie del producto MOD13Q1 (ORNL DAAC, 2017), el cual provee un dato cada 16 días. Se seleccionaron al azar 28 lotes agrícolas (198 píxeles), 22 ganaderos (197 píxeles) y 33 de agricultura en rotación (188 píxeles). Se realizó un promedio del NDVI para todas las campañas estudiadas y para cada uso de la tierra, a partir del cual se calculó el factor C a través de la ecuación 3. El factor P fue considerado 1, suponiendo la ausencia de prácticas específicas para el control de la erosión hídrica.

Para estimar la cantidad de sedimentos que alcanzan el Arroyo del Tala, se utilizó el Sediment Delivery Ratio (SDR), que establece la relación entre la erosión hídrica actual y el rendimiento de sedimentos de una cuenca en un determinado periodo de tiempo. Para calcularlo, se utilizó una relación simple entre el SDR y el tamaño de la cuenca, propuesto por Vanoni (1975) a través del estudio de 200 cuencas de alrededor del mundo (Ecuación 4).

$$SDR = 0{,}47 * Fi^{-0.125} \quad (4)$$

Donde Fi es el área de la cuenca en km^2. La producción de sedimentos se estimó de manera individual para cada tercio de la cuenca. Para ello, en primer lugar, se calculó la producción de sedimentos en la cuenca superior. Para la cuenca media, la estimación se realizó integrando este sector y la cuenca superior. Luego, para obtener la salida de sedimentos que se le atribuye a la cuenca media, se le restó la estimación obtenida previamente para la cuenca superior. El mismo procedimiento se realizó con la cuenca inferior, para la cual se calculó la producción de sedimentos de toda la cuenca, y luego se le restó las estimaciones realizadas en los tercios superior y medio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La agricultura es la actividad predominante en la cuenca del Arroyo del Tala, ocupando en la actualidad casi el 80% de su superficie total (Tabla 1). En el período bajo estudio, 20991 hectáreas se incorporaron a la agricultura. Es decir, un promedio de casi 800 hectáreas por campaña (el 1% de la superficie de la cuenca). En los suelos del plano aluvial con características hidro-halomórficas, la actividad predominante es la ganadería (Figura 1), aunque la agricultura ocupa más de un 35% de su superficie (Tabla 1).

El tercio superior de la cuenca presenta menor incidencia de agricultura y mayor de ganadería respecto a los tercios medio e inferior, debido a la baja superficie agrícola en el plano aluvial (Tabla 2). Esto podría deberse a que la cuenca superior presenta menores pendientes y baja capacidad de disipación de agua y, en consecuencia, existe una importante área con suelos de drenaje pobre y problemas de halomorfismo. Por su parte, los sectores medio e inferior de la cuenca, presentan pendientes con mayor gradiente y más densidad de vías de drenaje. Por lo tanto, la presencia de suelos hidro-halomórficos es menor (Massobrio *et al.*, 1998), permitiendo una mayor actividad agrícola. Mientras que en 1987/88, la superficie agrícola era mayor en la cuenca superior, disminuyendo su importancia hacia los tercios medio e

inferior, actualmente la distribución es similar en los tres sectores. Esto se debe a que la expansión dela agricultura desde 1987 a la actualidad siguió una tendencia contrapuesta a la anteriormente señalada (Δinferior > Δmedia > Δsuperior) (Tabla 2).

Tabla 1: Distribución de los distintos usos de la tierra, de acuerdo a la superficie y proporción de la cuenca ocupada.

	Superficie (ha)		Porcentaje (%)	
Uso de la tierra	Cuenca Total	Plano aluvial	Cuenca Total	Plano aluvial
Ganadero	16.263	12.372	20,18%	63,53%
Avance Agrícola	20.991	2.281	26,05%	11,71%
Agricultura en rotación	16.586	2.825	20,58%	14,51%
Agricultura continua	26.334	1.997	32,68%	10,25%
Urbano	419	0	0,52%	0,00%
TOTAL	**80.594**	**19.475**	**100%**	**100%**

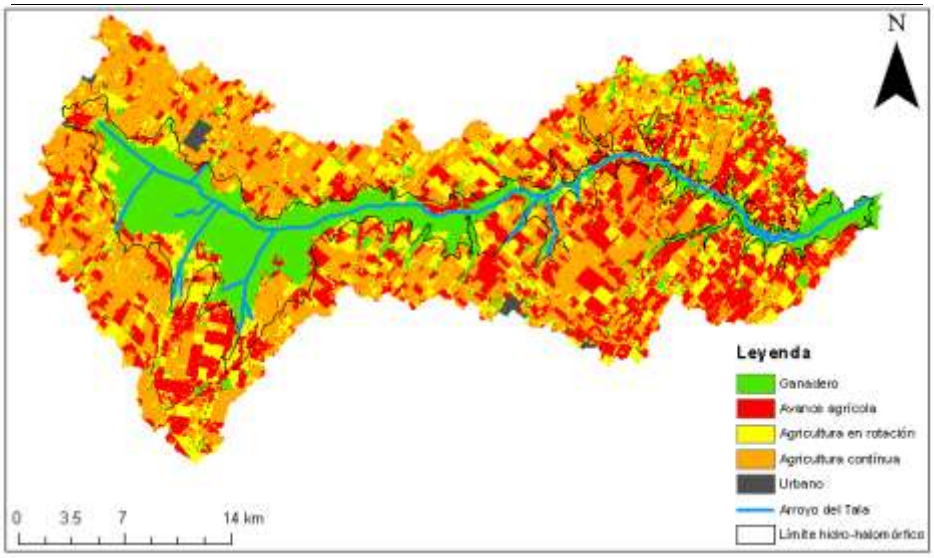


Figura 1: Mapa sintético de usos de la tierra en la cuenca del Arroyo del Tala (Provincia de Buenos Aires) para las campañas comprendidas entre 1987/88 y 2014/15.

Tabla 2: Porcentaje de la superficie ocupada por agricultura (incluye las categorías Agricultura continua, Avance de agricultura y Agricultura en rotación del mapa sintético) en las campañas 1987/88 y 2014/15, para los sectores altos y del plano aluvial, de acuerdo al sector de la cuenca considerado.

Superficie ocupada por agricultura (%)				
	Cuenca	1987/88	2014/15	Diferencia (Δ)
Sectores altos	Superior	71,53%	95,91%	24.38%
	Media	64,32%	92,56%	28.24%
	Inferior	51,68%	91,30%	39.61%
Plano aluvial	Superior	23,23%	31,99%	8.76%
	Media	31,40%	50,62%	19.22%
	Inferior	34,67%	60,53%	25.85%
TOTAL	Superior	56,12%	75,51%	19.39%
	Media	56,05%	82,02%	25.97%
	Inferior	50,49%	89,14%	38.65%

En consonancia con las características geomorfológicas descriptas previamente, en el tercio superior de la cuenca se observaron los menores valores de erosión potencial, mientras que, a partir del tercio medio, se estimaron los más elevados, (Tabla 3). Por su parte, las tierras potencialmente más frágiles a la erosión, fueron aquellas sobre las que avanzó en mayor proporción la agricultura en los últimos 30 años (Tabla 4). Por lo tanto, el incremento del área con cultivos anuales en general, y sobre todo la agriculturización de dichas áreas marginales, ocasionaría mayores tasas de pérdida de suelo.

Tabla 3: Erosión potencial para las posiciones altas y del plano aluvial, de los distintos sectores de la cuenca del Arroyo del Tala

		Erosión potencial (t ha^{-1} año^{-1})	
		Posiciones altas	Plano aluvial
Cuenca	Superior	31,80	41,01
	Media	40,95	48,98
	Inferior	50,85	63,60

Tabla 4: Erosión potencial promedio y desvío estándar para las tierras sobre las que avanzó la agricultura (1987-2015) y para aquellas con agricultura permanente

Uso de la tierra	Erosión potencial (t ha^{-1} año^{-1})
Avance agricultura	45,08 ± 32,17
Agricultura continua	36,59 ± 23,4

Los valores del factor C obtenidos a través del NDVI (Van der Knijff *et al.*, 1999), fueron los siguientes: 0,135 para agricultura, 0,068 para ganadería y 0,122 para agricultura en rotación. Combinando la información provista por el mapa de uso de la tierra (Figura1), la erosión potencial y los valores del factor C antes mencionados, se elaboraron mapas de erosión actual correspondientes a los años 1987 y 2015 (no presentados). Al aplicar los criterios que resume el trabajo de Li *et al.*, (2009), la tolerancia a la pérdida de suelo para esta cuenca sería en promedio de 6 t ha^{-1} año^{-1}. Considerando los resultados de erosión actual obtenidos (Tabla 5), el porcentaje de la superficie de la cuenca por encima de ese valor sería en 1987/88 del 17,3%, aumentando en 2014/15 al 24,6%. Esto significa que alrededor de 6.000 hectáreas se adicionaron a las 14.000 preexistentes con niveles de erosión por encima de la tolerancia.

A su vez el avance de la agricultura observado hasta el período 2014/2015, habría provocado un aumento en la producción de sedimentos en el Arroyo del Tala de casi 22.000 toneladas anuales, lo cual representa un 31% adicional respecto al periodo 1987/88 (Tabla 5).

Tabla 5: Pérdida de suelo, Sediment Delivery Ratio (SDR), producción de sedimentos y sedimentos total producidos para cada tercio de la cuenca del Arroyo del Tala, para a) 1987/88 y b) 2014/15

a)

	Pérdida de suelo (t ha^{-1}año^{-1})	SDR (%)	Sedimentos producidos (t ha^{-1}año^{-1})	Superficie (km^2)	Sedimentos totales producidos (t año^{-1})
Superior	3,00	22,17	0,67	407,58	27.111,61
Media	3,86	21,42	0,83	130,36	17.359,42
Inferior	4,30	20,36	0,87	268,00	26.092,64
					70.563,67

b)

	Pérdida de suelo (t ha^{-1} año^{-1})	SDR (%)	Sedimentos producidos (t ha^{-1} año^{-1})	Superficie (km^2)	Sedimentos totales producidos (t año^{-1})
Superior	3,43	22,17	0,76	407,58	30.997,61
Media	4,64	21,42	0,99	130,36	22.459,80
Inferior	5,63	20,36	1,15	268,00	38.931,77
					92.389,18

CONCLUSIONES

En las últimas tres décadas, la superficie bajo agricultura aumentó en la cuenca del Arroyo del Tala, especialmente en aquellos sectores que poseen mayor fragilidad a la erosión hídrica. Este comportamiento generó un aumento en la tasa promedio de erosión a nivel de cuenca y en la producción de sedimentos que alcanzarían el Arroyo del Tala. A partir de la utilización de herramientas de teledetección y SIG, se identificaron aquellos sectores de la cuenca en los que, a partir de buenas prácticas agrícolas, se debería controlar los procesos erosivos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el proyecto UBACyT 20020130100709BA (Universidad de Buenos Aires).

BIBLIOGRAFÍA

- Arnoldus, HMJ. 1977. Methodology used to determine the maximum potential average annual soil loss due to sheet and rill erosion in Morocco. FAO Soils Bull. 34: 39-51
- Chagas, CI; FB Kraemer; OJ Santanatoglia; M Paz & JA Moretton. 2014. Biological water contamination in some cattle production fields of Argentina subjected to runoff and erosion. Spanish J Agric Res 12(4):1008-1017.
- Chapin, FS; ES Zavaleta; VT Eviner; RL Naylor; PM Vitousek; HL Reynolds; DU Hooper; S Lavorel; OE Sala; SE Hobbie; MC Mack & S Diaz. 2000. Consequences of changing biodiversity. Nature 405: 234–242.
- Foley, JA; R DeFries, GP Asner; C Barford; G Bonan; SR Carpenter; FS Chapin, MT Coe; GC Daily; HK Gibbs, JH Helkowski; T Holloway; EA Howard; CJ Kucharik; C Monfreda; JA Patz; IC Prentice; N Ramankutty & PK Snyder. 2005. Global consequences of land use. Science 309:570–574
- Kraemer, FB; CI Chagas; G Marré, EA Palacín & OJ Santanatoglia. 2013. El desplazamiento de la ganadería por la agricultura en una cuenca representativa de la pampa ondulada: efectos sobre el escurrimiento superficial y la erosión hídrica. Ci del Suelo 31:8392.
- Kraemer, FB; CI Chagas; L Ibañez; P Carfagno, S Vangeli. 2018. Análisis y predicción de la erosividad de las lluvias para el partido de San Pedro (Bs. As.). Ci Suelo (En prensa).
- Massobrio, MJ; MG Castiglioni; CI Chagas & OJ Santanatoglia. 1998. Análisis de sensibilidad de un modelo predictivo distributivo de producción de sedimentos y nutrimentos asociados (AGNPS) en una microcuenca del arroyo del Tala, Argentina. Revista Terra Latinoamericana 16(4): 371-377.
- ORNL DAAC. 2017. MODIS Collection 6 Land Product Global Subsetting and Visualization Tool. ORNL DAAC, Oak Ridge, Tennessee, USA.
- Parveen, R & U Kumar. 2012. Integrated Approach of Universal Soil Loss Equation (USLE) and Geographical Information System (GIS) for Soil Loss Risk Assessment in Upper South Koel Basin, Jharkhand. J of Geographic Information Systems 4:588-596
- Prasannakumar, V; H Vijith & N Geetha. 2011. Estimation of soil erosion risk within a small mountainous sub-watershed in Kerala, India, using Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) and geo-information technology. Geosci. Front 3:209–215
- Van der Knijff, JM; RJA Jones & L Montanarella. 1999. Soil erosion risk assessment in Italy. European Soil Bureau. EUR 19044, 52pp.
- Vanoni, VA. 1975. Sedimentation engineering. Manuals and reports on engineering practice. N 54, American Society of Civil Engineers, New York.
- Viglizzo, E; L Carreño; H Pereyra; F Ricard; J Clatt & D Pincén. 2010. Dinámica de la frontera agropecuaria y cambio tecnológico. En: Viglizzo, E. y E. Jobbágy (Eds.): Expansión de la frontera agropecuaria en Argentina y su impacto ecológico-ambiental. Ediciones INTA, Buenos Aires. 102 pp.
- Vrieling, A. 2006. Satellite remote sensing for water erosion assessment: a review. Catena 65, 2–18.
- Wischmeier, WH & DD Smith. 1978. Predicting rainfall erosion losses—a guide to conservation planning. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook No. 537.

C4P140. EVALUACIÓN DE LA INTENSIFICACIÓN DE CULTIVOS MEDIANTE ÍNDICES DE CALIDAD DE SUELO

Vargas Lorena; Diez Norberto; Bulos Laura y Costa María Cristina

Departamento de Tecnología. Edafología. Universidad Nacional de Luján. Inters. Rutas Nacional 5 y 7. Buenos Aires. Argentina
mariacristinacosta2004@yahoo.com.ar.

RESUMEN

En el ambiente edáfico se producen modificaciones atribuidas al uso y manejo del suelo afectando su calidad. La intensificación de las secuencias de cultivos propone un uso más eficiente de los recursos ambientales a través de una mayor ocupación del suelo con cobertura vegetal viva, logrando un aporte frecuente y continuo de residuos vegetales, incorporando materia orgánica lábil, que actuaría como núcleo en la formación de macroagregados mejorando la estabilidad estructural. El efecto de dicha alternativa productiva puede ser valorada mediante índices e indicadores de calidad de suelo. El objetivo fue evaluar mediante índices funcionales (IF) e índice de estabilidad estructural (IEE) el efecto de la intensificación de cultivos en una campaña agrícola y obtener valores zonales de los mismos. El ensayo se realizó en un establecimiento del partido de Luján (BBAA.) durante 12 meses comprendidos entre los años 2014 y 2015, sobre suelo Argiudol típico, en parcelas con tres repeticiones y diseño completamente aleatorizado. Los tratamientos, definidos mediante el Índice de Intensificación (II), propuesto por Sasal (2010), fueron: (MI) Muy intensivo (II:1), pastura naturalizada de treinta años; (MeI) Mediana intensidad (II:0,92), rotación de cultivos de soja-trigo/soja-maíz siembra directa continua y cultivo de cobertura (CC) y (PI) Poco intensivo (II 0,5) siembra directa continua en rotación de cultivos de soja-trigo/soja-maíz. El CC utilizado fue avena (*Avena sativa L.)* sembrado después de la cosecha del cultivo de verano y secado mediante una aplicación química con glifosato a razón de 2,5 L/ha, a inicio de encañazón. Se tomaron muestras del horizonte superficial, a dos profundidades de 0-5 y 5- 20 cm. Se evaluó Materia Orgánica Particulada (MOP) por fraccionamiento físico (Cambardella et al. 1999 modificado); carbono orgánico (CO) (IRAM- SAGPyA 29571-2) y la conversión a materia orgánica por el factor de van Bemmelen. Se evaluó el efecto del uso del suelo a través de los índices: Índice de Estratificación, IE (Franzluebbers, 2002), Índice MOP/MO, Índice Reserva de Carbono, IRC **(**Blair *et al*., 1995) e Índice de Estabilidad Estructural (IEE) mediante el cambio de Diámetro Medio Ponderado (DMP) por el método de Le Bissonnais (1996). Los resultados fueron analizados mediante ANOVA según diseño completamente al azar, con partición del error por submuestreo, y comparaciones de medias utilizando el Test de Duncan (p<0,05). Los índices IE, MOP/MO y IRC, permitieron diferenciar significativamente el uso MI (2,052; 0,415 y 1 respectivamente) de MeI (1,536; 0,230 y 0,835 respectivamente) y PI (1,459; 0,205 y 0,711 respectivamente) pero no entre ellos, sin embargo en el tratamiento MeI se evidencia una mejora en dichos índices por la inclusión de un CC. El IEE solo diferenció significativamente MI (2,76) de MeI y PI (1,93 y 1,90 respectivamente) sin que el CC influenciara en los valores de los índices. Los índices utilizados contribuyeron a caracterizar el comportamiento del sistema edáfico como respuesta a la intensificación de secuencias de cultivos, aunque no reflejan cambios en una campaña agrícola entre usos y se obtuvieron valores zonales de referencia de los Índices utilizados.

Palabras claves: indicadores de sustentabilidad, cultivo de cobertura, materia orgánica.

C4P141. EL CARBONO ACTIVO COMO INDICADOR DE CAMBIOS EN LA DINAMICA DEL CARBONO ORGANICO DEL SUELO

Vázquez, Juan Manuel*[1,3], Merani, Victor[3]; Larrieu, Luciano[3]; Ferro, Daniel[3]; Millán,Guillermo[3]; Muñoz, Matías y Melani, Esteban[2]

1Universidad Nacional de Luján, Ruta 5 y Constitución, Luján.
2 Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Agencia de Extensión Rural Chascomús, Mitre 202.
3 UNLP Cátedra de Edafología. Facultad de Ciencias Agraria y Forestales. Contacto: labedafo@agro.unlp.edu.ar
*Departamento de Tecnología, Universidad Nacional de Luján, Ruta 5 y Constitución, Luján, Buenos Aires, Argentina (CP 6700). juanmvaz@hotmail.com

RESUMEN

La materia orgánica del suelo es un parámetro relevante para el manejo sustentable del mismopero las variaciones en el contenido de materia orgánica del suelo en respuesta a cambios en las prácticas de manejo, son lentas y se observan varios años después, cuando es demasiado tarde para modificar el manejo. El carbono activo es una fracción del carbono orgánico del suelo asociado al carbono lábil, sobre el que muchos estudios han reflejado la sensibilidad del método ante variaciones en las prácticas de manejo, pero que no ha sido evaluado en los suelos de la Región Pampeana. El objetivo de este trabajo es evaluar la evolución de distintas fracciones del carbono orgánico del suelo entre siembra directa y labranza convencional. Se midió el contenido de carbono orgánico total y de carbono activo, de 0 a 5 cm y de 0 a 20 cm entre tratamientos de labranza convencional y siembra directa, en un ensayo de 18 años de duración. Se encontrón que el carbono activo es un indicador más sensible que el carbono orgánico total para evaluar cambios en la dinámica del carbono entre tratamientos de labranza. Las diferencias se limitaron a los primeros centímetros del suelo.

Palabras claves: materia orgánica particulada, labranza, siembra directa

INTRODUCCIÓN

La materia orgánica del suelo es un parámetro relevante para el manejo sustentable del mismo (Weil & Magdoff, 2004). Sin embargo, las variaciones en el contenido de materia orgánica del suelo en respuesta a cambios en las prácticas de manejo, son lentas y se observan varios años después, cuando es demasiado tarde para modificar el manejo (Awale *et al*., 2017). Las fracciones lábiles de la materia orgánica del suelo son solo una pequeña porción del total y tienen una importante tasa de renovación que es más sensible al uso y manejo, por lo que son utilizadas como indicadores tempranos de cambio en la dinámica de la materia orgánica del suelo (Garten & Wullschleger, 1999; Leifeld & Kögel-Knabner 2005; Galantini & Suñer, 2008; Xu *et al*., 2011). Weil *et al*., (2003) desarrollaron un método sencillo para determinar una fracción del carbono orgánico del suelo que denominaron carbono activo, mediante la oxidación con permanganato de potasio diluido (0,02 mol L^{-1}), asumiendo que la acción del oxidante era comparable a la de las enzimas de los microorganismos que descomponen la materia orgánica del suelo. Lucas (2004), sostiene que la concentración de $KMnO_4$ determina que fracción es oxidada, encontrando para la concentración de 0,02 molar del método de Weil *et al*. (2003), una fuerte correlación con el carbono de la biomasa microbiana. Culman *et al*. (2012), sostienen que a pesar de que la química de la reacción de oxidación del carbono orgánico con $KMnO_4$ no ha sido completamente dilucidada, muchos estudios han reflejado la sensibilidad del método ante variaciones en las prácticas de manejo.

Al utilizar indicadores tempranos de cambios en la dinámica de la materia orgánica del suelose encuentran diferencias entre distintas prácticas de manejo como rotaciones de cultivos, sistemas de labranza o aplicación de fertilizantes (Galantini & Suñer, 2008). Al evaluar distintos sistemas de labranza, Plaza-Bonilla *et al*, (2014), encontraron incrementos de carbono activo en sistemas en siembra directa respecto de labranza convencional para los primeros 5 centímetros del suelo. Por el contrario encontraron reducciones de carbono activo en sistemas en siembra directa respecto de labranza convencional de 5 a 20 y 20 a 40 cm de profundidad. Culman *et al* (2012), sostienen que el carbono activo sería adecuado para detectar cambios en el manejo relacionados a labranza luego de 2 a 4 años. Melero *et al*. (2009) reportó que el carbono activo es uno de los indicadores más sensitivos para evaluar el impacto de la labranza conservacionista en Entisoles franco arcillo arenosos y Vertisoles arcillosos en el sudoeste semiárido de España.

Respecto al efecto de los sistemas de labranza sobre el carbono orgánico del suelo, Chenu *et al*. (2017), no encontraron diferencias en la mineralización de la materia orgánica entre parcelas con siembra directa y labranza convencional. Sostienen que aunque la siembra directa es una de las prácticas de manejo más importantes para

incrementar la materia orgánica del suelo, en los últimos años se ha cuestionado que su efecto se limita a la capa superficial del suelo y es extremadamente variable entre climas y tipos de suelos,planteando que el incremento de la producción de biomasa fue más efectivo para incrementar el contenido de carbono orgánico del suelo. Sin embargo Andriulo *et al*. (1999), luego de estudiar diferentes rotaciones y monocultivos sostiene que llegan a idénticas reservas de carbono al equilibrio sin importar que cantidades de residuos de cosecha que aportan. En cuanto a la estratificación en profundidad, si bien en los sistemas en siembra directa, la materia orgánica es protegida físicamente de la mineralización (Six *et al*., 2000), la falta de incorporación de residuos de cosecha puede reducir la estabilización de la materia orgánica en las capas subsuperficiales del suelo (Gregorich*et al*., 2009).

El objetivo de este trabajo es evaluar la evolución de distintas fracciones del carbono orgánico del suelo entre siembra directa y labranza convencional.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo fue llevado a cabo en la Chacra Experimental Integrada Chascomús a 35º44 'S 58º03' O; altitud 12 m sobre el nivel del mar., en un suelo Argiudol abrúptico, fino, illítico, térmico (Soil Survey Staff, 2006). La distribución media de tamaño departículas del horizonte A no varió entre tratamientos y fue de 25 % de arcilla, 41,5 % delimo, y 33,5 % de arena (franco). El contenido de materia orgánica al inicio del ensayo fue de 4,9 %. El clima en las regiones templado con 1000 mm de precipitaciones anuales.

Antes de aplicar los tratamientos los lotes habían estado bajo labranza convencional y con cultivos de maíz y soja por más de 20 años. En el año 2000 se aplicó un diseño experimental en bloques completes al azar con dos tratamientos: a) siembra directa (SD), y b) labranza convencional (LC) que consistió en una labranza con arado de discos a 0,20 m de profundidad, y un refinado posterior con rastra. Esta labranza se hizo en octubre cada año, antes de la siembra de maíz. Desde el año 2000 los cultivos han sido principalmente maíz, eventualmente girasol, y en invierno se sembró algunos años trébol como cultivo de cobertura de invierno.Las parcelas fueron de 30 m de ancho por 50 m de largo, tomándose una muestra compuesta en cada una, de 0 a 20 cm de profundidad. Además se tomaron muestras en el borde del ensayo bajo el alambrado de la parcela. En el laboratorio, sobre cada muestra se determinó: contenido de carbono orgánico total por Walkley-Black, SSSA (1996) y carbono activo por el método de Weil *et al* (2003).Los resultados fueron analizados mediante el análisis de varianza.En todos los análisis la significancia se determinó al valor de p=0,05.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la figura 1 se observa que luego de 18 años de diferentes tratamiento, labranza convencional y siembra directa, se encuentran diferencias significativas en el contenido de carbono orgánico total en los primeros centímetros del suelo. Aunque las secuencias de cultivos fueron las mismas para los dos tratamientos, la acumulación de rastrojos en superficie en siembra directa coincide con un mayor contenido de materia orgánica total hasta los 5 centímetros de profundidad.

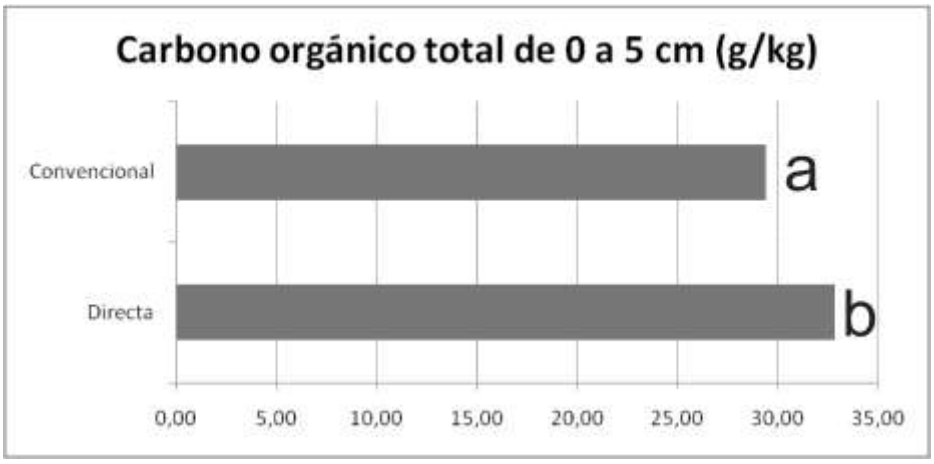


Figura 1: contenido de carbonoorgánico total hasta los 5 centímetros de profundidad del suelo. Letras diferentes indican diferencias significativas (0,05).

En la figura 2 se observa que el carbono activo también presenta diferencias significativas entre tratamientos hasta los 5 centímetros de profundidad coincidiendo con lo encontrado por Plaza-Bonilla *et al*, (2014). Sin embargo debe

considerarse que mientras que la siembra directa presenta un 12% más de carbono orgánico total que la labranza convencional, el carbono activo presenta una diferencia de 25%. Esto indicaría que el carbono activo sería un indicador más sensible.

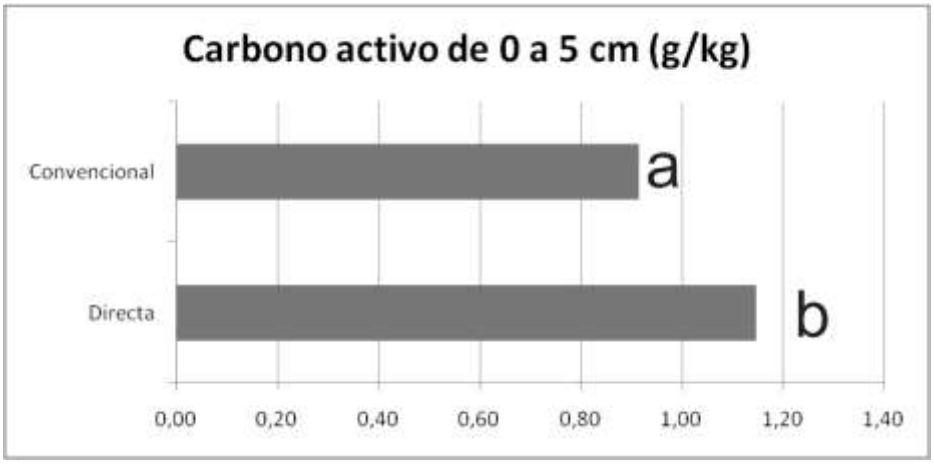


Figura 2: contenido de carbono activo hasta los 5 centímetros de profundidad del suelo. Letras diferentes indican diferencias significativas (0,05).

En la figura 3 se observa que no se encuentran diferencias significativas en el contenido de carbono orgánico total de 0 a 20 centímetros de profundidad del suelo entre los tratamientos de labranza convencional y siembra directa. Esto coincidiría con lo señalado por Chenu *et al*. (2017), en cuanto a que la diferencia entre la siembra directa y la labranza convencional sobre la dinámica del carbono orgánico del suelo se limita a la capa superficial del suelo.

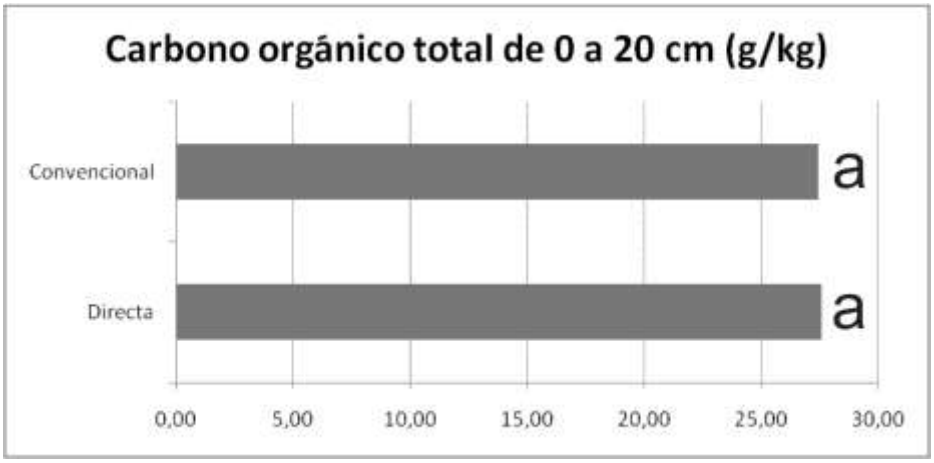


Figura 3: contenido de carbono orgánico total hasta los 20 centímetros de profundidad del suelo. Letras diferentes indican diferencias significativas (0,05).

En la figura 4 se encuentra que el carbono activo del suelo no presenta diferencias significativas de 0 a 20 centímetros del suelo, de la misma manera que se observó para el carbono orgánico total. En el grafico se observa que la siembra directa presenta un pequeño incremento respecto a la labranza convencional pero este es tan solo de 2%.

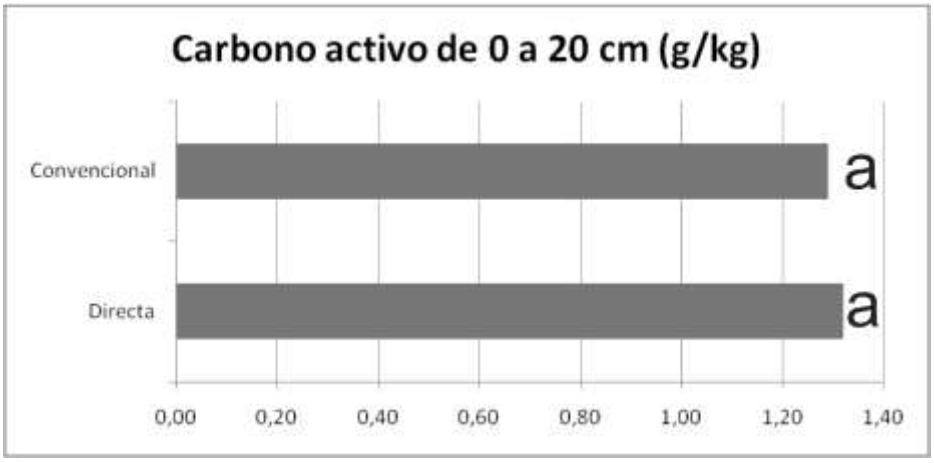


Figura 4: contenido de carbono activo hasta los 20 centímetros de profundidad del suelo. Letras diferentes indican diferencias significativas (0,05).

Del análisis de los datos se encuentra que en siembra directa tiende a aumentar el contenido de carbono orgánico del suelo en los primeros centímetros pero que esta diferencia se diluye cuando se considera una profundidad de 20 centímetros. El carbono activo que está asociado a la fracción lábil del carbono orgánico del suelo, resultó ser un indicador más sensible que el carbono orgánico total en suelos Molisoles coincidiendo con lo señalado por Melero *et al*. (2009) para Entisoles y Vertisoles.

CONCLUSIONES

El carbono activo es el indicador más sensible que el carbono orgánico total para evaluar cambios en la dinámica del carbono del suelo asociados a cambios en las prácticas de manejo de suelos.

BIBLIOGRAFÍA

- Andriulo, A., J. Guérif & B. Mary. 1999. Evolution of soil carbon with various cropping sequences on the rolling pampas. Determination of carbon origin using variations in natural 13C abundance. Agronomie, 19(5): 349-364.
- Awale, R., M.A. Emeson & S. Machado. 2017. Soil organic carbon pools as early indicators for soil organic matter stock changes under different tillage practices in inland Pacific Northwest. Frontiers in Ecology and Evolution, 5: 96.
- Chenu C., R. Cardinael, B. Autret, T. Chevallier, C. Girardin, B. Mary. 2016. Agricultural practices that store organic carbon in soils: is it only a matter of inputs. En: Geophysical-research-abstracts of the European Geosciences Union General Assembly 2016. EGU. Viena.
- Culman, S. W., S.S. Snapp, M.A. Freeman, M.E. Schipanski, J. Beniston, R. Lal & J. Lee. 2012. Permanganate oxidizable carbon reflects a processed soil fraction that is sensitive to management. Soil Science Society of America Journal, 76(2): 494-504.
- De Boodt, M. & L. De Leenheer. 1967. Determination of aggregate stability by the change in mean weigth diameter. West-Europan Methods for Soil Structure Determinations. State Faculty Agricultural Sciences, Ghent, Belgium. 60-62.
- Galantini, J. A. & L. Suñer. 2008. Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. Agriscientia, 25(1): 41-55.
- Garten, C.T. & S.D. Wullschleger. 1999. Soil carbon inventories under a bioenergy crop (Switchgrass): measurement limitations. Journal of Environmental Quality 28: 1359 – 1365.
- Gregorich, E.G., M.R. Carter, D.A. Angers & C.F. Drury. 2009. Using a sequential density and particle-size fractionation to evaluate carbon and nitrogen storage in the profile of tilled and no-till soils in eastern Canada. Canadian Journal of SoilScience, 89(3), 255-267.
- Leifeld J. & I. Kögel-Knabner. 2005 Soil organic matter fractions as early indicators for carbon stock changes under different landuse. Geoderma 124:143–155
- Melero, S., R. López-Garrido, J.M. Murillo & F. Moreno. 2009. Conservation tillage: Short-and long-term effects on soil carbon fractions and enzymatic activities under Mediterranean conditions. Soil and TillageResearch, 104(2): 292-298.

- Plaza-Bonilla, D., J. Alvaro-Fuentes & C. Cantero-Martínez. 2014. Identifying soil organic carbon fractions sensitive to agricultural management practices. Soil and Tillage Research, 139: 19-22.
- Weil, R.R., K.R. Islam, M.A. Stine, J.B. Gruver & S.E. Samson-Liebig. 2003. Estimating active carbon for soil quality assessment: A simplified method for laboratory and field use. Am. J. of Alt. Agric. 18: 3–17.
- Weil, R. R. & F. Magdoff. 2004. Significance of soil organic matter to soil quality and health. En: Magdoff, F. & R.R. Weil (eds.), Soil organic matter in sustainable agriculture. CRC Press, Boca Raton.
- Xu, M., Y. Lou, X. Sun, W. Wang, M. Baniyamuddin & K. Zhao. 2011. Soil organic carbon active fractions as early indicators for total carbon change under straw incorporation.Biology and Fertility of Soils, 47(7): 745-752.

-

C4P142. CALIBRACIÓN DE UN MODELO PARA PREDECIR LA VARIACION DE LA PROFUNDIDAD DE LA NAPA FREÁTICA

Videla Mensegue, H.[1]., Degioanni A.[2]., y Cisneros J.[2]

[1]EEA INTA Marcos Juárez. Castelli 16, Laboulaye, Córdoba. videla.horacio@inta.gob.ar. .
[2]Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. Ex_ruta 36 Km 601. Río Cuarto. Argentina.

RESUMEN

Una amplia región del centro – sudeste de Córdoba es afectada por el ascenso de la capa freática que influye positiva o negativamente sobre los cultivos agrícolas y pasturas según la superficie que se encuentre. En consecuencia, la predicción de la fluctuación de la capa freática es una información útil para la toma de decisiones al momento de la planificación de cultivos. El objetivo de este trabajo es calibrar un modelo estadístico simple para estimar la fluctuación de la profundidad de la capa freática para suelos representativos de la región pampeana. Se calibró el modelo para seis tipos de suelos representativos de la región de texturas arenosas a franco limosas. Las series de tiempo que se utilizaron para la calibración fueron de 24 meses en distintos años climáticos. Los resultados muestran que el modelo es capaz de predecir la fluctuación de la capa freática con un error medio que varía entre 15 a 32 cm (RMSE) según las texturas. El mejor ajuste se logró en los suelos que tienen una mayor homogeneidad en el perfil mientras que el menor ajuste se dio en los perfiles más anisotrópicos. Se concluye que el modelo ensayado es una herramienta aceptablemente para simular la profundidad de la capa freática para el rango de textura franco arenosas, francas y franco limosas del área de estudio y para un rango de variaciones del nivel freático entre 0 a 350 cm.

Palabras claves: inundación, anegamiento, napas.

INTRODUCCIÓN

En las últimas dos décadas, se produjo un ascenso generalizado de nivel freático o napa en una amplia región del centro del país. En particular, la región centro – sudeste de Córdoba (departamentos Marcos Juárez, Juárez Celman, Unión, Roque Sáenz Peña y parte del San Martín y San Justo) es afectada por este fenómeno que ocupa una superficie de aproximadamente un millón y medio de ha. El ascenso de la capa freática constituye una oportunidad o una amenaza según el nivel en que se encuentre respecto de la superficie. Cuando la capa freática se encuentra entre uno y dos metros de profundidad puede actuar como una importante fuente de agua para los cultivos anuales como por ejemplo soja, maní y maíz (Scilingo, 2013; Nosetto *et al*., 2015; Videla Mensegue *et al*., 2015). Esto permite que las plantas sean menos afectadas por el déficit hídrico en períodos con escasez de lluvia y, por ende, estabilizar los rendimientos. Sin embargo, cuando el ascenso de la capa freática supera el metro puede constituirse en una seria amenaza para el crecimiento de los cultivos (pudiendo ocasionar pérdidas por salinización del suelo, anoxia o impedimento de la tarea de cosecha) y por potenciar el proceso de inundación afectando viviendas rurales, caminos y poblaciones (Cisneros *et al*., 1999). Para la región de estudio, se desarrollaron y calibraron algunos modelos mecanísticos (Degioanni *et al*., 2006; Cisneros *et al*., 2013; Videla Mensegue *et al*, 2016) capaces de estimar el balance hídrico del suelo, crecimiento del cultivo y oscilación de la profundidad de la capa freática. Sin embargo, estas herramientas son complejas, requieren numerosos parámetros no siempre disponibles y son difíciles de utilizar para usuarios poco experimentados. En consecuencia, un modelo empírico más simple de fácil implementación y pocos requerimientos de datos puede ser una herramienta interesante para la toma de decisiones y para la descripción e interpretación del fenómeno de los anegamientos (*e.g.* Cisneros *et al*., 1997, 2018 en este Congreso). Se parte de la hipótesis que la oscilación del nivel freático en un rango de profundidades menor a 3 m, puede ser caracterizado adecuadamente a través de datos de lluvia, evapotranspiración potencial y la porosidad drenable del suelo. El objetivo de este trabajo es calibrar un modelo estadístico para estimar la fluctuación de la profundidad de la capa freática para suelos representativos de la región pampeana.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio y los puntos de observación del nivel freático se ubican en la zona sudeste de Córdoba (Figura 1). Esta área se caracteriza por ser una zona de transición entre la región húmeda (al Este) y la subhúmeda con estación seca (al Oeste) con un régimen de precipitaciones que varía de 900 a 600 mm que se manifiesta en el desarrollo de los suelos (Argiudoles a Haplustoles énticos) siguiendo el mismo sentido cardinal. El balance hídrico regional tiende a ser positivo hacia el Este y negativo hacia el Oeste. Sin embargo; el cambio de uso del suelo ocurrido en las últimas décadas, sumado a períodos de importantes lluvias, favoreció la ocurrencia de importantes períodos con balance hídrico positivo que recargaron el sistema hidrológico regional (Videla Mensegue *et al*., 2017). La mayor parte de esta región está influenciada por una capa freática que oscila entre la superficie y cuatro metros de profundidad. Los contenidos salinos son variables y afectan las propiedades físicas y químicas de los suelos (Cisneros *et al*, 1998).

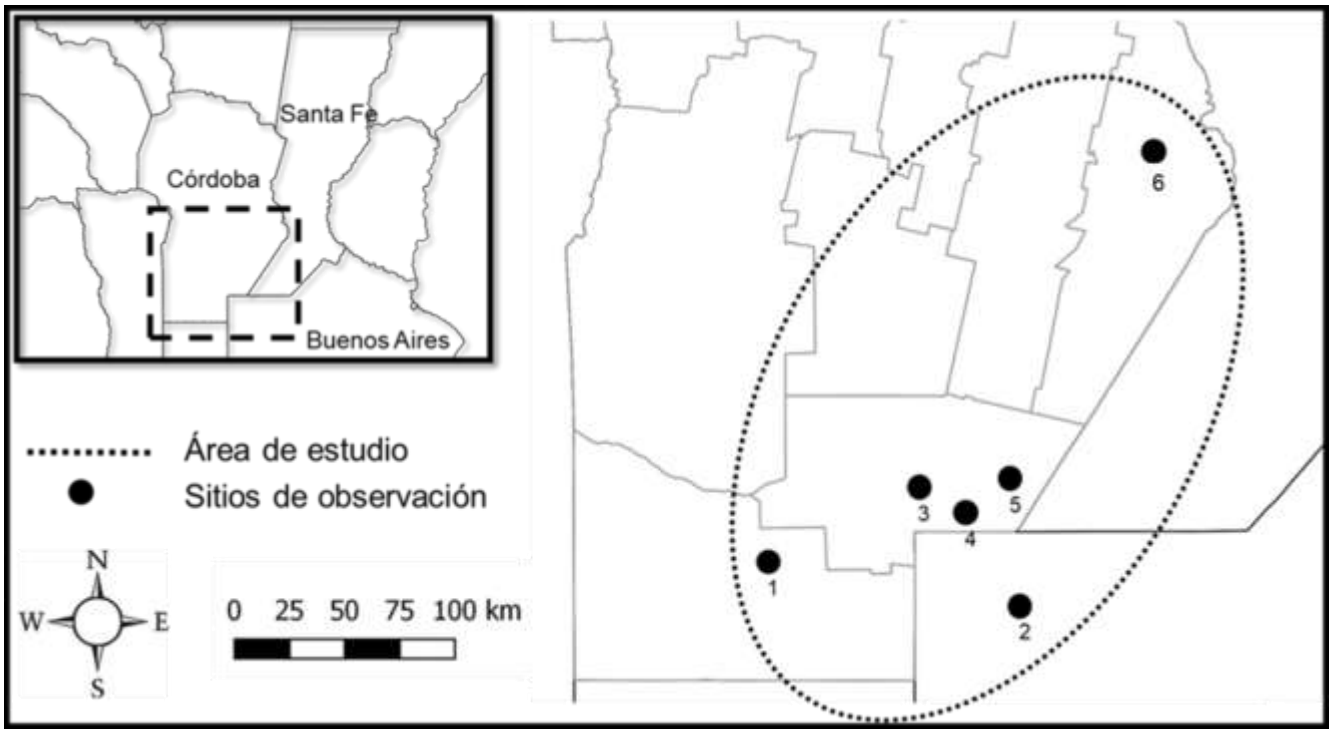


Figura 24. Área de estudio y ubicación de los sitios de observación. Referencia: 1 = Haplustol éntico, 2 = Haplustol údico, 3 = Haplustol udorténtico, 4 = Natralbol típico, 5 = Fragiacualf típico, y 6 = Argiudol típico.

Modelo estadístico

El modelo estadístico utilizado en este trabajo fue desarrollado por Cisneros et al. (1997), y requiere contar con un set mínimo de datos freatimétricos y de precipitación del sitio. Es una ecuación de primer grado que relaciona la precipitación (P, mm), la evapotranspiración potencial (ETP, mm) y porosidad drenable del suelo (μ) con la variación del nivel freático (ΔNF, cm) en un período de tiempo mensual. La ecuación tiene la siguiente forma:

$$\Delta NF_{t2-t1} = \frac{0,1}{\mu} * (PPT - ETP)_{t2-t1} + e$$

Dónde:
$\Delta NFt_1\text{-}t_2$= Variación del nivel freático en el período $t_1\text{-}t_2$ (cm)
μ_{modelo} = porosidad drenable
$PPT\text{-}ETPt_2\text{-}t_1$= diferencia entre precipitación y evapotranspiración en el mismo período $t_1\text{-}t_2$ (mm, el valor del coeficiente 0,1 resulta del paso de mm a cm)
e = coeficiente de error

En este trabajo los parámetros μ y *e* son calibrados para las condiciones de cada punto de observación. La calibración de estos parámetros se realizó con el método de optimización - Solver para Microsoft Excel (Press *et al*., 1992) hasta lograr el mínimo error medio cuadrático. El grado de ajuste del modelo fue evaluado usando tres indicadores estadísticos: *RMSE* (raíz del error medio cuadrático, cm), RRMSE (raíz del error medio cuadrático relativo, %) y *d* (índice de agregación) (Willmott, 1982; Kobayashi y Salam, 2000). En la calibración de modelos se suelen definir criterios de ajuste para categorizar la capacidad predictiva (Ojeda *et al*., 2018). En este trabajo se considera que una muy buena capacidad predictiva se logra cuando el RRMSE < 20% y d > 0,90 y una buena capacidad predictiva cuando RRMSE < 30% y d > 0,85.

Característica de cada punto de observación

Los Subgrupos de suelos, precipitación, evapotranspiración potencial media anual y nivel freático medio de la serie con su desviación para cada uno de los puntos de observación usada en la calibración del modelo se muestran en la Tabla 1. Los datos de precipitación se obtuvieron de registros de los lugares de observación o de estaciones meteorológicas cercanas. La ETP fue calculada con el método de Penman – Monteith (Allen *et al*., 1998) a partir de datos de estaciones meteorológicas cercanas. Las series de medición de la profundidad de la capa freática tienen una longitud de 24 meses con una frecuencia de registro mensual.

Tabla 2. Resumen de las series de datos utilizadas en la calibración del modelo de profundidad de capa freática. NF = nivel freático.

ID	Suelos	Periódo	Precipitación (mm)	ETP	NF medio (m)	NF máximo	NF mínimo
1	Haplustol éntico	2008-2009	774	865	2,49	2,90	2,28
2	Haplustol údico	2012-2014	903	1034	1,22	1,95	0,10
3	Haplustol udorténtico	1991-1992	895	790	2,87	3,42	2,50
4	Natralbol típico	2003-2004	796	1034	1,25	2,60	0,00
5	Fragiacualf típico	2003-2004	796	1034	1,08	2,60	0,00
6	Argiudol típico	2011-2012	956	1155	2,33	3,17	1,33

Características de los suelos

A partir de descripciones morfológicas y medidas de densidad aparente (Dap) *in situ* de cada perfil más datos cartográficos disponibles en el Atlas de Suelo de Córdoba (Gorgas *et al*, 2003), se calculó la porosidad drenable, μ_{real} (Porosidad Total – Humedad Equivalente, $HE_{v/v}$) de cada horizonte hasta 1,5 m de profundidad.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tabla 4 muestra los parámetros ajustados para el modelo (μ y b) y los estadísticos calculados para cada sitio. En general, la diferencia entre valores observados y estimados por el modelo para la predicción de la profundidad de la capa freática tiene un buen ajuste (Figura 2). Según los criterios definidos anteriormente, el ajuste de RRMSE y *d* fue bueno a muy bueno para la mayoría de los sitios a excepción del sitio 5 (Fragiacualf típico) donde la magnitud de los indicadores superó los criterios establecidos. Esto puede deberse a la importante anisotropía que presentan estos suelos en sus propiedades físicas que es evidenciada en la variabilidad de la porosidad drenable real de sus horizontes mostrada en la Tabla 4 (59%).

TABLA 3. Parámetros ajustados del modelo e indicadores estadísticos de ajuste.

ID	Suelos	n	μ_{modelo}	b	Observados (cm)	Estimados	RMSE	RRMSE (%)	*d*
1	Haplustol éntico	24	0,25	1,46	249	246	15	6	0,85
2	Haplustol údico	24	0,3	1,7	122	120	18	15	0,96
3	Haplustol udorténtico	24	0,3	4,83	291	290	20	7	0,85
4	Natralbol típico	24	0,25	8,73	125	127	32	26	0,91
5	Fragiacualf típico	24	0,19	8,76	108	105	33	31	0,93
6	Argiudol típico	24	0,23	9	233	223	28	12	0,93

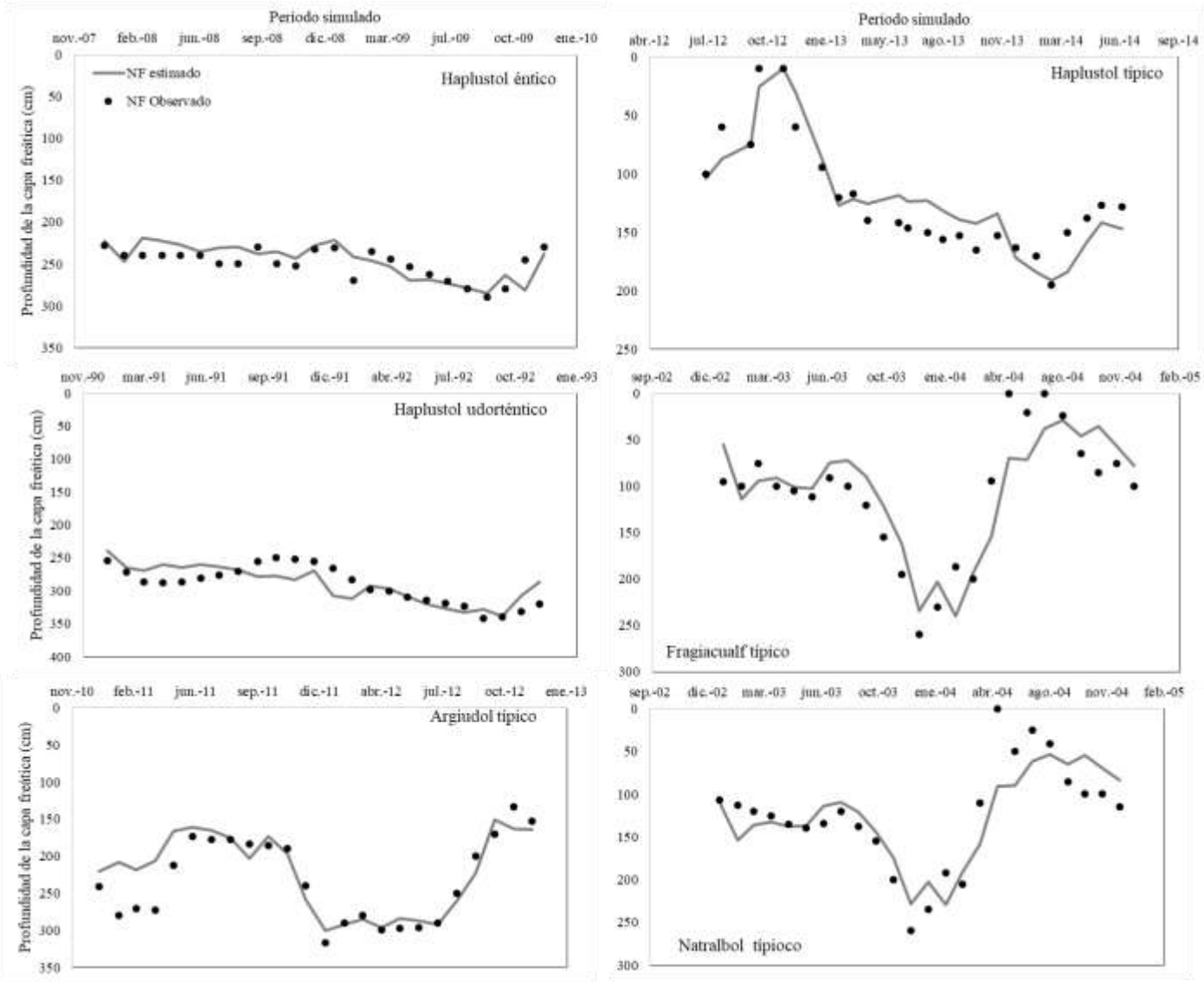


Figura 25. Valores observados y estimados de profundidad de la capa freática para los sitios de estudio.

Los valores de μ_{modelo} varían entre 0,19 y 0,30 mientras que los calculados a partir de datos de perfiles típicos sacados de la cartografía (μ_{real}) varían de 0,18 a 0,31. Tanto los μ_{modelo} como μ_{real} están correlacionados (0,76 $p<0,0001$) lo cual indica una concordancia entre el valor optimizado en la calibración del modelo y esta propiedad física del suelo. A su vez, los mejores ajustes en la predicción de la profundidad de la capa freática fueron logrados en los perfiles con menor variación de μ (Tabla 4). En consecuencia, se espera una mejor capacidad predictiva del modelo en perfiles de suelo homogéneos (ID 1 y 3) en comparación a los más anisotrópicos (ID 4 y 5).

Tabla 4. Capacidad predictiva en función de la porosidad drenable de cada perfil.

ID	Suelos	μ_{real}	CV μ_{real} (%)	μ_{modelo}	RMSE (cm)	RRMSE (%)	d
1	Haplustol éntico	27,3	4%	25,0	15	6	0,85
2	Haplustol údico	24,3	26%	30,0	18	15	0,96
3	Haplustol udortentico	30,7	11%	30,0	20	7	0,85
4	Natralbol tipico	26,1	32%	25,0	32	26	0,91
5	Fragiacualf tipico	18,0	59%	19,0	33	31	0,93
6	Argiudol típico	17,9	27%	23,0	28	12	0,93

Se observa en general, tomando como base la inversa de la μ_{modelo} que por cada mm de lluvia la napa asciende entre 4 y 5 mm. El orden de magnitud de esta relación, fácil de recordar resulta útil para estimaciones aproximadas en el campo.

CONCLUSIONES

Se concluye que el modelo empírico ensayado es una herramienta aceptablemente para simular la profundidad de la capa freática para el rango de textura franco arenosas, francas y franco limosas del área de estudio y para un rango de variaciones del nivel freático entre 0 a 350 cm. Los escenarios de oscilación de la capa freática usados para calibrar mostraron una variabilidad de profundidad importante a lo largo del tiempo que fue simulada con un buen grado de ajuste por el modelo. La buena capacidad predictiva y simplicidad del modelo permitiría utilizarlo como una herramienta para la toma de decisiones por parte de productores y técnicos vinculados al sector agropecuario. Esta herramienta está disponible para tal fin en el sitio web del Pronóstico de Inundaciones (www.proin-unrc.com.ar) y próximamente como una App para teléfonos celulares.

AGRADECIMIENTOS

Los autores de este trabajo la colaboración de los productores que aportaron las mediciones de campo de la napa y registros pluviométricos. También se agradece el financiamiento del Proyecto Regional con Enfoque Territorial del Sudeste de Córdoba (CORDO- 621002) y al Proyecto INTA-AUDEAS por el financiamiento.

BIBLIOGRAFÍA

- Allen, R.; L. Pereira; D. Roes & M. Smith. 1998. Crop evapotranspiration guidelines for computing crop water requirements. FAO - Irrigation and Drainaje, Roma, Italia.
- Cisneros J. 1998. Caracterización del hidrohalomorfismo en ambientes representativos del centro-sur de Córdoba Tesis Magister Scientiae en Ciencias del Suelo (Escuela para Graduados UBA).
- Cisneros, J.M.; J.J. Cantero & A. Cantero. 1999. Vegetation, soil hydrophysical properties, and grazing relationships in saline-sodic soils of Central Argentina. Canadian Journal of Ssoil Science, 79(3), 399-409.
- Cisneros, J. M.; J.M. Scilingo; O. Giayetto; F. Morla & E. Jobbágy. 2013. Uso del modelo de simulación Aquacrop FAO para estimar el aporte subterráneo de agua al cultivo de soja. En Actas XXIV Congreso Nacional del Agua. San Juan.
- Cisneros, J.M.; J.J. Cantero & A. Cantero G. 1997. Relaciones entre la fluctuación del nivel freático, su salinidad y el balance hídrico, en suelos salino-sódicos del centro de Argentina. Revista UNRC 17:23-35.
- Cisneros, J.M.; A.J. Degioanni & A. Cantero G. 2018. Anegamiento en el este de Córdoba. Análisis histórico, modelación empírica y perspectivas de corto plazo. XXVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo XXVI.
- Degioanni, A.; J. Cisneros; A. Cantero G. & H. Videla. 2006. Modelo de simulación del balance hídrico en suelos con freática poco profunda. Ciencia del Suelo, 24(1), 29-38.

- Gorgas, J.; J. Tassile; B. Jarsún; E. Zamora; H. Bosnero; E. Lovera & A. Ravelo. 2003. Recursos naturales de la provincia de Córdoba. Los suelos. Agencia Córdoba Ambiente SE Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. EEA Manfredi, Córdoba, Argentina.
- Kobayashi, K. & M.U. Salam. 2000. Comparing simulated and measured values using mean squared desviation and its components. Agron. J. 92, 345–352.
- Nosetto, M.D.; R.A. Paez; S.I. Ballesteros & E.G. Jobbagy. 2015. Higher water-table levels and flooding risk under grain vs. livestock production systems in the subhumid plains of the Pampas. Agric. Ecosyst. Environ. 206, 60–70. doi:10.1016/j.agee.2015.03.009
- Ojeda, J.J.; O.P. Caviglia; J.J. Volenec; S.M. Brouder & M.G. Agnusdei. 2018. Modelling stover and grain yields, and subsurface artificial drainage from long-term corn rotations using APSIM. Agr. Water Manage. 195, 154–171. doi:10.1016/j.agwat.2017.10.010.
- Press, W.H.; S.A. Teukolsky; W.T. Vetterling & B.P. Flannery. 1992. Numerical recipes. The art of scientific computing. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Scilingo, M. 2013 Respuesta de soja y maní a la profundidad de la napa freática en ambientes medanosos del centro oeste de la República Argentina. Tesis de Maestría. FAV – UNRC.
- Videla Mensegue, H.; A. Degioanni & J. Cisneros. 2015. Estimating shallow water table contribution to soybean water use in argentina. European Scientific J. 11 (14) 23-40. ISSN: 1857-7881.
- Videla Mensegue, H.; J. Marcos; A. Degioanni & E. Bonadeo. 2016. Modelo de simulación de sistemas de cultivo SWB-Rot (Soil Water Balance): calibración y validación para la región pampeana Argentina. 8º Congreso Argentino de AgroInformática. 45 JAIIO-CAI. CABA. Argentina.
- Videla Mensengue, H.; L. Avedano; A. Degioanni & O.P. Caviglia. 2017. Change of soil use and water balance in southern Cordoba (Argentina). 7th World Congress on Conservation Agriculture - XXV CONGRESO AAPRESID. Rosario, Argentina.
- Willmott, C.J. 1982. Some comments on the evaluation model performance. Bull. Am. Meteorol. Soc. 63, 1309–1313.

C4P143. RELACIONES FUNCIONALES ENTRE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS ASOCIADOS AL CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO Y LA PRODUCCIÓN AGRÍCOLA-GANADERA

Villarino, Sebastián H.[1,2,*]; Studdert, Guillermo A.[2] y Laterra, Pedro[1,3]

[1]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).[2] Unidad Integrada Balcarce, Facultad de Ciencias Agrarias (UNMdP) - Estación Experimental Agropecuaria Balcarce (INTA). [3] Fundación Bariloche. * sebavillarino@gmail.com

RESUMEN

Los cambios en el uso del suelo afectan su contenido de carbono (C) orgánico de suelo (COS). A su vez, el COS tiene influencia sobre prácticamente todas las propiedades del suelo que afectan su contribución a la provisión de servicios ecosistémicos (SE). El presente trabajo tuvo por objetivo estudiar el efecto de expansión e intensificación agrícola en ambientes contrastantes de la Argentina sobre las relaciones entre producción agrícola-ganadera y provisión de SE asociados al COS. Se seleccionaron componentes y propiedades del suelo como indicadores de cuatro SE: provisión de nutrientes, resistencia a la erosión, regulación climática y regulación hídrica. Los niveles de provisión de SE y de producción agrícola-ganadera fueron relativizados a una escala común. En el Chaco Semiárido, la provisión de SE tuvo la mayor sensibilidad a los cambios en COS y en la Pampa Austral Este la provisión de SE tuvo la menor sensibilidad a los cambios en COS. La pérdida de SE podría haberse visto atenuada por una mayor productividad de los cultivos durante los últimos años. Esta situación podría ser vista como una sinergia entre producción y provisión de SE. Los resultados de este estudio sugieren que el Chaco Semiárido es la subregión con la mayor fragilidad ambiental frente al uso agrícola de sus suelos.

Palabras claves: Región pampeana, Chaco, uso del suelo

INTRODUCCIÓN

Las sociedades demandan alimentos y fibras y su producción requiere inexorablemente de la transformación de los ecosistemas naturales en agro-ecosistemas. Dicha transformación afecta los flujos de materia y energía y, por lo tanto, la provisión de servicios ecosistémicos (SE) (Paruelo *et. al.*, 2016). La magnitud y el sentido de estos cambios dependerán del ecosistema natural reemplazado y del agro-ecosistema reemplazante (Carreño *et al.*, 2012). En Argentina, la expansión agrícola comenzó a ser un factor importante de transformación del paisaje a fines de la década del ’60, con foco principal en la Región Pampeana, pero también con epicentro en el Chaco subhúmedo y semiárido (Viglizzo *et al.*, 2011). Hacia principios del año 1990 la mayoría de los pastizales naturales de la Región Pampeana ya estaban convertidos en tierras de cultivos anuales o pasturas destinadas a la actividad ganadera (Soriano, 1991). A partir de la década del ’90, la frontera agrícola comenzó a desplazarse rápida y sostenidamente hacia regiones del Norte de la Argentina, principalmente hacia el Chaco Semiárido (Viglizzo *et al.*, 2011). Entre los años 2005 y 2010, esta región donde se ubica el segundo bosque nativo más grande del continente sudamericano, tuvo tasas anuales de deforestación de entre 1,5% y 2,5%, mientras que los promedios de América Latina y mundial fueron de 0,51% y 0,20%, respectivamente (Seghezzo *et al.*, 2011).

La producción agrícola-ganadera alcanzada en diferentes ambientes de la Argentina es fácilmente medible en términos físicos y económicos, ya que tiene unidades tangibles y con precio de mercado. Sin embargo, medir la provisión de SE no es tan sencillo, principalmente debido a que la mayoría de ellos son intangibles y, por lo tanto, la estimación de sus niveles de provisión requiere utilizar indicadores, modelos y hacer supuestos. Esta dificultad ha imposibilitado su incorporación dentro de los costos de producción. La mayoría de los métodos biofísicos utilizados para medir SE en la Argentina se han basado en el promedio de productividad primaria neta anual y en su variabilidad intra-anual, asumiendo que la provisión de SE es mayor en sitios donde la biomasa es mayor y más estable a través del año (Carreño *et al.*, 2012; Paruelo *et. al.*, 2016). Si bien esté enfoque ha sido validado para algunos SE (Paruelo *et. al.*, 2016), claramente no incorpora factores edáficos y, por lo tanto, no tiene en cuenta al capital natural suelo. Sin embargo, es reconocido el rol fundamental que juega el tipo suelo y su estado de salud en la provisión de SE (Powlson *et al.*, 2011). Alternativamente, para algunas regiones de nuestro país se ha aplicado un protocolo colaborativo que integra modelos e indicadores de funciones ecosistémicas para el cálculo del flujo de SE (Laterra *et al.*, 2012), y que actualmente demanda un mejor conocimiento sobre las funciones de producción de SE asociadas a la variación espacial y los cambios en las propiedades edáficas asociadas al uso de la tierra.

Las reservas más importantes de carbono (C) en los ecosistemas terrestres se encuentran en los suelos en forma de C orgánico (COS) y sus variaciones están asociadas a las emisiones de CO_2 hacia la atmósfera y al secuestro de C dentro de los perfiles de suelo. Sin embargo, la relevancia del COS también radica en su influencia sobre prácticamente todas las propiedades del suelo que afectan el funcionamiento de los ecosistemas (Powlson *et al.*, 2011). Varios trabajos científicos han derivado en el desarrollo de modelos que conectan al COS y a la textura del suelo con cambios en propiedades y procesos del suelo (Loveland & Webb, 2003). A pesar de que la mayoría de estos modelos no han sido desarrollados dentro del marco conceptual de SE, las propiedades y procesos abordados pueden relacionarse fácilmente con beneficios para la sociedad. Por lo tanto, dichos modelos son muy útiles a la hora de realizar una valoración biofísica de los niveles de provisión de SE.

El impacto ambiental que los cambios en COS pueden generan a escala regional son ha sido poco estudiado en la Argentina. El enfoque de SE provee un marco conceptual potencialmente útil para este tipo de investigaciones, que son las necesarias para la formulación de políticas públicas y para apoyar la toma de decisiones. El presente trabajo tuvo por objetivo estudiar el efecto de expansión e intensificación agrícola en ambientes contrastantes sobre las relaciones entre producción agrícola-ganadera y provisión de SE asociados al COS.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio comprendió 161 departamentos que ocupan una superficie total de 614.348 km^2. Los partidos corresponden a siete subregiones de Argentina: Pampa Austral Este (PAE), Pampa Austral Oeste, Pampa Central (PCE), Pampa Deprimida (PDE), Pampa Ondulada y Chaco Semiárido (CSA) (Figura. 1). Las primeras cinco pertenecen a la Región Pampeana, tienen temperaturas medias anuales inferiores a los 18 °C, su precipitación media anual similar a la evapotranspiración media anual (Tabla 1) y su vegetación nativa está compuesta por pastizales de especies C3 y C4. En cambio, el CSA posee una temperatura media anual de 21 °C, con una demanda atmosférica que supera el aporte de agua por las precipitaciones (Tabla 1) y su vegetación original está compuesta principalmente por bosques de especies leñosas y arbustivas.

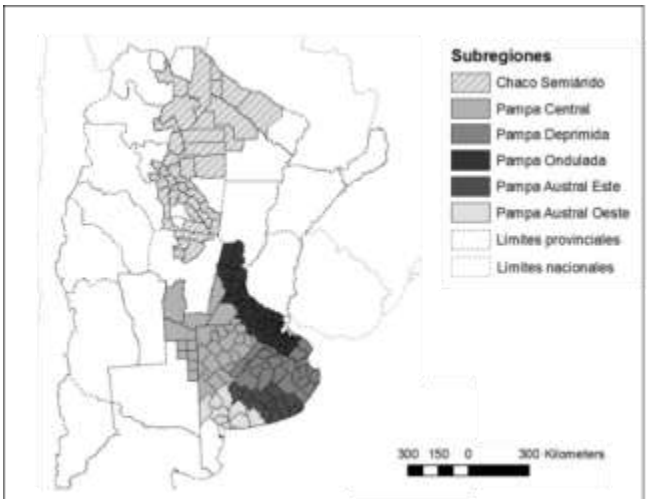


Figura 1: Subregiones de la Argentina incluidas en el estudio.

Tabla 1: Variables descriptoras del clima y de la textura del suelo de las subregiones estudiadas.

Subregión	TAM (°C)	PAM (mm)	ETP (mm)	Distribución del tamaño de partícula (g kg^{-1})		
				Arcilla	Limo	Arena
Chaco Semiárido	21	756	1101	118	374	508
Pampa Austral – E	14	912	738	294	307	399
Pampa Austral – O	14	766	739	266	380	354
Pampa Central	16	904	811	149	273	578
Pampa Deprimida	15	980	776	215	330	455
Pampa Ondulada	17	1010	873	242	632	126

TAM: temperatura anual media; PAM: precipitación anual media; ETP: evapotranspiración potencial anual media; E: este; O: oeste. Fuentes: Bianchi & Cravero, (2010); INTA, (1990).

Estimaciones de los SE y de la producción agrícola-ganadera

Basados en el enfoque propuesto por (Calzolari *et al.*, 2016) se seleccionaron componentes y propiedades del suelo como indicadores de cuatro SE: provisión de nutrientes, resistencia a la erosión, regulación climática y regulación hídrica. Los indicadores fueron estimados a partir de modelos que utilizan textura y/o COS como variables independientes. La textura se obtuvo a partir de mapas de suelos (INTA, 1990). Los contenidos de COS a escala de departamento de cada subregión se obtuvieron de Villarino *et al.*, (2014) y Villarino *et. al.*, (2017). En el CSA se dispuso de información del COS para tres usos del suelo: cultivos anuales, pasturas y bosque. Los años analizados en esta región fueron 1976, 1996 y 2012. Para el resto de las subregiones se dispuso de información del COS para dos usos del suelo: tierras de cultivo y pastizales. Los años analizados en esta región fueron 1960, 1988 y 2006. Los indicadores y modelos utilizados para cada servicio se presentan en la Tabla 2.

Tabla 2: Indicadores de Servicios Ecosistémicos y sus modelos predictivos

Servicio ecosistémico	Indicador/es	Modelo/s	Referencia
Provisión de nutrientes	Nitrógeno potencialmente mineralizable (N_0)	Nan* = 24,8 + 1,59 COS N_0 = 83,17 + 1,37 Nan	Reussi Calvo *et al.*, (2014) Echeverría *et al.*, (2000)
Resistencia a la erosión	Erodabilidad (K)	K = 2,766 ((%limo + %arena muy fina) (100 − %arcilla))^{1,14} 10^{-6} (12 – Materia orgánica)	Wischmeier, (1976)
Regulación hídrica	Conductividad hidráulica Almacenamiento agua útil	Software disponible en: https://hrsl.ba.ars.usda.gov/soilwater/Index.htm	Saxton & Rawls, (2006)
Regulación climática	Variación del contenido de COS	Inventario de carbono	Villarino *et. al.*, (2014) Villarino *et. al.*, (2017)

* Nan: Nitrógeno liberado durante una incubación anaeróbica corta.

La producción agrícola-ganadera fue estimada a partir de la productividad por unidad de superficie de las actividades agrícola y ganadera. Los rendimientos por hectárea de los cultivos se obtuvieron a partir del Sistema Integrado de Información Agropecuaria (SIIA, 2015). La producción de carne en la Región Pampeana se asumió entre 80 y 150 kg ha^{-1} para la cría y entre 200 y 500 kg ha^{-1} para la invernada (Rearte, 2007). Se asumieron los valores más bajos para el año 1960, los más altos para el año 2006 y los valores promedio entre el máximo y el mínimo para el año 1988. En la PDE se asumió una actividad ganadera de cría y en el resto de las subregiones una actividad ganadera de invernada, debido a que son los usos predominantes en estas subregiones (Rearte, 2007). La producción de carne en el Chaco Semiárido se asumió de 10 kg ha^{-1} para la producción de baja intensidad en el bosque (Rearte, 2007; Mastrangelo & Gavin, 2012) y de 150 kg ha^{-1} para la producción de carne en pasturas a cielo abierto (Mastrangelo & Gavin, 2012). Para poder hacerlos comparables y a efectos de determinar la producción agrícola-ganadera total, los valores físicos de productividad fueron convertidos a valores energéticos. Para esto se asumió un contenido de energía bruta de 4,2 Mcal kg^{-1} en los productos de origen vegetal y de 3,9 Mcal kg^{-1} para los productos de origen animal (Merrill & Watt, 1973).

Los indicadores de SE fueron relativizados a una escala entre 0 y 1, donde 1 significa la máxima provisión del SE y 0 la mínima provisión del SE (Ec. 1, Calzolari *et al.*, (2016)). El mismo procedimiento se aplicó para la producción agrícola-ganadera. Para el caso de erodabilidad del suelo (K), el indicador se relativizó en forma inversa, debido a que cuando la K crece, el SE de resistencia a la erosión disminuye. De esta forma, los niveles de provisión de SE y de producción agrícola-ganadera fueron llevados a una escala común que facilitó el análisis de los resultados y la comparación entre subregiones (Carreño *et al.*, 2012).

$$SE = (I - Imin) / (Imax - Imin) \quad \text{Ec. 1}$$

dónde I es el valor del indicador del SE en un determinado partido y en un determinado año, Imax es el valor máximo estimado del indicador para el conjunto de datos, Imin es el valor mínimo estimado del indicador para el conjunto de datos y SE es la provisión relativa del SE.

Análisis estadísticos

La relaciones entre provisión de SE, COS, porcentaje de cobertura natural y producción agrícola-ganadera fueron descriptas a través del ajuste de modelos lineales generales con estructuras de correlación entre los errores y/o heterogeneidad de varianzas. Dichos modelos se ajustaron con la función gls del paquete nlme del programa computacional R (R Core Team, 2013). Se ajustó una estructura de correlación general entre los errores de datos

provenientes de distintos años de un mismo partido. En el caso de que los errores presentaran heterogeneidad de varianza, ésta fue incorporada al modelo. Finalmente, se seleccionaron los mejores modelos a través del análisis de los residuales para verificar los supuestos del modelo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las forma en que se relacionó el COS con la provisión de SE varió entre las subregiones (Figura 2a). La sensibilidad de la provisión de SE a los cambios en las concentraciones de COS está descripta por la pendiente de la recta que relaciona ambas variables. La recta con la mayor pendiente estuvo en el CSA (Figura 2a), indicando que es la subregión donde la provisión de SE tiene la mayor sensibilidad a los cambios en el COS. Por el contrario, la recta con menor pendiente estuvo en la PAE y, por lo tanto, es la subregión donde la provisión de SE es menos sensible a los cambios en el COS (Figura 2a). Al relacionar la provisión de SE con el porcentaje de cobertura vegetal, se observó que en el CSA la provisión de SE tuvo la menor sensibilidad a la remoción de la cobertura natural y que la subregión más sensible fue la PAE (Figura 2b). Resumiendo, en el CSA la provisión de SE tuvo la mayor sensibilidad a los cambios en COS y la menor sensibilidad a los cambios en la cobertura natural, y en la PAE la provisión de SE tuvo la menor sensibilidad a los cambios en COS y la mayor sensibilidad a los cambios en la cobertura natural. Respecto a las diferencias en la sensibilidad de la provisión de SE a los cambios de COS, es probable que el umbral crítico de COS, por debajo del cual las funciones del suelo se afectan drásticamente, se incremente al aumentar los contenidos de arena y al disminuir los contenidos de arcilla del suelo (Stockmann *et al.*, 2013). Cuando el contenido de COS se encuentra cercano a dicho umbral, pequeñas variaciones de COS pueden significar grandes cambios en las propiedades del suelo que soportan SE (Loveland & Webb, 2003; Powlson *et al.*, 2011). Esta hipótesis se corresponde con la mayor sensibilidad de la provisión de SE a los cambios en el COS hallada en el CSA, donde los suelos contienen altos contenidos de arena y bajos contenidos de arcilla (Tabla 1) y, además, con la menor sensibilidad observada en la PAE, donde los suelos contienen los mayores contenidos de arcilla (Tabla 1). Respecto a la sensibilidad de la provisión de SE a la remoción de cobertura natural, la PAE es la subregión con mayores contenidos de COS con suelo bajo cobertura natural (~ 107 Mg ha^{-1} en los primeros 30 cm se suelo, Villarino *et al.*, (2014)) y el CSA es la subregión con menor contenido inicial (~ 40 Mg ha^{-1} en los primeros 30 cm se suelo, Villarino *et al.*, (2017)). La magnitud y el sentido de los cambios en los contenidos de COS debidos al uso agrícolo-ganadero dependen del contenido inicial (Berhongaray *et al.*, 2013). En la Región Pampeana, Berhongaray *et al.* (2013) informaron que, para el periodo comprendido entre los años 1960 y 2008, suelos cuyo contenido de COS hasta 1 m de profundidad en 1960 era superior a 95 Mg ha^{-1}, habían perdido C con el uso agrícola. Por otro lado, aquéllos con un contenido menor que aquel valor, habían mantenido el COS o incluso habían ganado C. Esto explicaría, al menos en parte, las diferencias de sensibilidad de la provisión de SE a la remoción de la cobertura natural entre la PAE y el CSA.

La curva que describe los cambios en la provisión de SE en función de la producción agrícola-ganadera muestra que la pérdida marginal de SE disminuye a medida que aumenta la producción, y hasta puede transformarse en una ganancia, como se observa principalmente en la PCE (Figura 2c). Los aumentos en la producción agrícola-ganadera pueden ser debidos a un aumento en la superficie cultivada o a un aumento en la productividad por superficie. Cuando se aumenta la producción agrícola-ganadera a expensas de áreas naturales (Figura 2d) se produce una disminución en la provisión de SE (Figura 2b). A medida que la cobertura natural disminuye, la producción promedio y su variabilidad aumentan (Figura 2d). Esta alta variabilidad entre los partidos, debida a diferencias en la productividad por unidad de superficie, no permitió diferenciar a las subregiones en la relación de la producción agrícola-ganadera con el porcentaje de cobertura natural (Figura 2d). En la Figura 2d se puede observar que la mayoría de los puntos que se encuentran por encima de una producción de 0,5 corresponden al último año de evaluación (datos marcados con círculos). Hasta la década de 1990, los aumentos de la producción en la Región Pampeana, eran principalmente debidos a la expansión de cultivos y pasturas cultivadas sobre pastizales. Luego, debido a los cambios tecnológicos, la producción fue aumentando principalmente debido a un aumento en la productividad (Viglizzo *et al.*, 2011). Las grandes caídas iniciales podrían estar asociadas a esta primera fase de expansión agrícola (Figura 2c) donde los rendimientos por hectárea eran bajos. La menor caída posterior podría deberse a que aumentaron los rendimientos unitarios de los cultivos (SIIA, 2015) y, consecuentemente, se habrían incrementado las devoluciones de C al suelo. El COS se asocia positivamente con los aportes de C al suelo y, por lo tanto, aumentar los rendimientos en tierras cultivadas puede incrementar el COS, generándose de esta forma una situación de sinergia entre producción y provisión de SE. Los estudios que relacionan SE y producción agrícola-ganadera generalmente encuentran compromisos entres ellos (Carreño *et al.*, 2012) y este tipo de relaciones de sinergia son sólo excepcionalmente descriptas (Laterra *et al.*, 2012). Es probable que parte de esto pueda deberse a la falta de consideración del funcionamiento del suelo dentro del marco conceptual de SE.

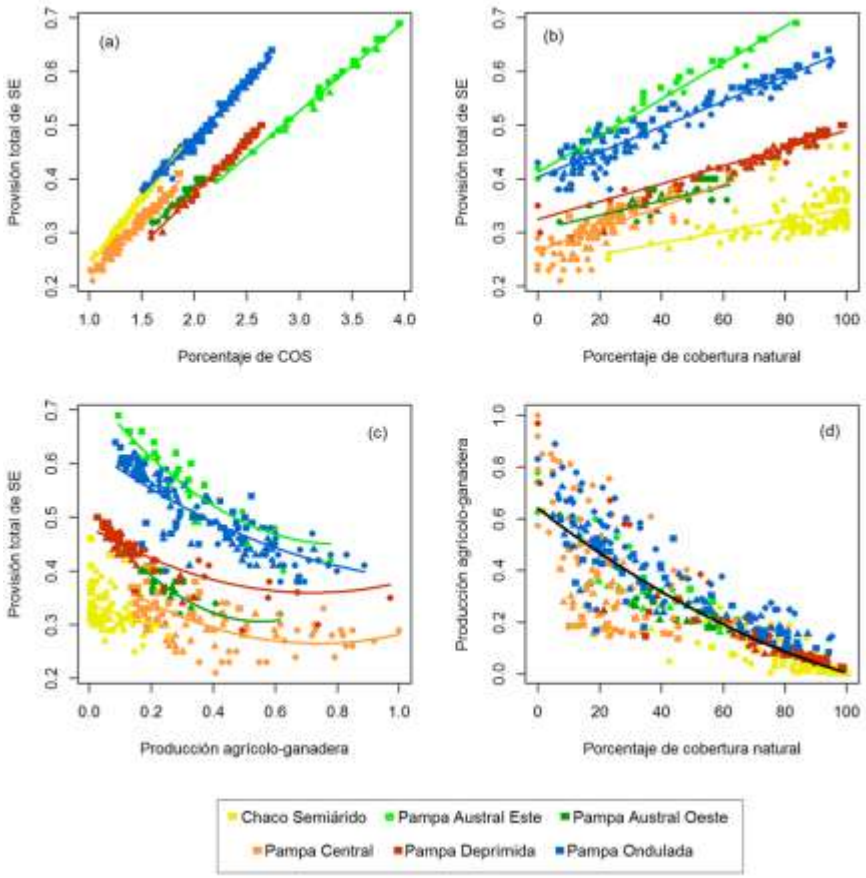


Figura 2: Relaciones entre la provisión de servicios ecosistémicos (SE) con el porcentaje de carbono orgánico del suelo (COS) (a), el porcentaje de cobertura natural (b) y la producción agrícola-ganadera (c), y relación entre la producción agrícola-ganadera con el porcentaje de cobertura natural (d). Los cuadrados, triángulos y círculos corresponden a los años 1960, 1988 y 2006, respectivamente, para la Región Pampeana, y a los años 1976, 1996 y 2010, respectivamente, para el Chaco Semiárido. La línea negra completa (d) corresponde al modelo ajustado para todas las subregiones.

CONCLUSIONES

El incremento en la demanda de productos agrícolo-ganaderos que se espera en los próximos años y la crisis ambiental existente nivel global nos exige desarrollar sistemas productivos que conserven la provisión de SE. Este objetivo parecería ser más alcanzable en la PAE, y en otras subregiones de la Región Pampeana, pero sería mucho más difícil de lograr en el CSA, al menos con los sistemas de producción utilizados. Los resultados de este estudio mostraron que el CSA es la subregión con la mayor fragilidad ambiental. Por otra parte, a diferencia de la Región Pampeana, el CSA aún conserva una alta proporción de su superficie con cobertura natural (bosque) expuesta a ser transformada para su uso agrícolo-ganadero. Por lo tanto, las políticas de regulación ambiental deberían reconocer la fragilidad ambiental del CSA y rediseñar los sistemas productivos actuales para evitar el posible desarrollo de procesos de degradación ambiental a escala de paisaje.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo se enmarca en proyectos financiados por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) a través de los proyectos PNNAT-1128052 y PNNAT-1128035, la Universidad Nacional de Mar del Plata a través de los proyectos AGR466/14 y AGR389/12, la Agencia Nacional de Promoción Científica y Técnica de Argentina (PICT-2012-1092 y PICT-2012-0607) y el Institute for Global Change Research (IAI) CRN3095 que es apoyado por la US National Science Foundation (Grant GEO-1128040). El primer autor es becario posdoctoral del CONICET.

BIBLIOGRAFÍA

- Berhongaray, G, R. Álvarez, J De Paepe, C Caride, & R Cantet. 2013. Land use effects on soil carbon in the Argentine Pampas. Geoderma 192: 97-110.

- Bianchi, A.R., & SAC Cravero. 2010. Atlas climático digital de la república argentina. Ediciones INTA. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Buenos Aires, Argentina.
- Calzolari, C., F Ungaro, N Filippi, M Guermandi, F Malucelli, N Marchi, F Staffilani, & P Tarocco. 2016. A methodological framework to assess the multiple contributions of soils to ecosystem services delivery at regional scale. Geoderma 261: 190-203.
- Carreño, L., F Frank & E Viglizzo. 2012. Tradeoffs between economic and ecosystem services in Argentina during 50 years of land-use change. Agric Ecosyst Environ. 154: 68-77.
- Echeverría, H., N San Martin & R Bergonzi. 2000. Métodos rápidos de estimación del nitrógeno potencialmente mineralizable en suelos. Ciencia del Suelo 18: 9-16.
- INTA. 1990. Atlas de Suelos de la República Argentina. Ediciones INTA. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Buenos Aires, Argentina.
- Laterra, P., M.E. Orúe & G. Booman. 2012. Spatial complexity and ecosystem services in rural landscapes. Agric Ecosyst Environ 154: 56-67.
- Loveland, P., & J Webb. 2003. Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. Soil Till Res 70: 1-18.
- Mastrangelo, M.E., & MC Gavin. 2012. Trade-offs between cattle production and bird conservation in an agricultural frontier of the Gran Chaco of Argentina. Conservation biology: the journal of the Society for Conservation Biology 26: 1040-1051.
- Merrill, A.L., & BK Watt. 1973. Energy value of foods... basis and derivation. Agricultural Research Service. United States Department of Agriculture. USA.
- Paruelo, J.M., M Texeira, L Staiano, M Mastrángelo, L Amdan, & F Gallego. 2016. An integrative index of Ecosystem Services provision based on remotely sensed data. Ecol Indic 71: 145-154.
- Powlson, D.S., PJ Gregory, WR Whalley, JN Quinton, DW Hopkins, AP Whitmore, PR Hirsch & KWT Goulding. 2011. Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. Food Policy 36: S72-S87.
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Rearte, D. 2007. La Producción de Carne en Argentina. INTA. Buenos Aires, Argentina.
- Reussi Calvo, N.I., GA Studdert, MB Calandroni, NV Diovisalvi, FN Cabria & A Berardo. 2014. Nitrógeno incubado en anaerobiosis y carbono orgánico en suelos agrícolas de Buenos Aires. Ciencia del Suelo 32: 189-196.
- Saxton, K.E., & WJ Rawls. 2006. Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. Soil Sci Soc Am J 70: 1569.
- Seghezzo, L., JN Volante, JM Paruelo, DJ Somma, EC Buliubasich, HE Rodríguez, S Gagnon, S., & M Hufty. 2011. Native Forests and Agriculture in Salta (Argentina) Conflicting Visions of Development. J Environ Dev 20: 251-277.
- SIIA. 2015. Sistema Integrado de Información Agropecuaria. Dirección de Información Agrícola y Forestal.
- Soriano, A. 1991. Río de la Plata Grasslands. En: Coupland, R.T. (Ed.), Natural Grasslands, Introduction and Western Hemisphere. Elsevier, Amsterdam, pp. 367–407.
- Stockmann, U., MA Adams, JW Crawford, DJ Field, N Henakaarchchi, M Jenkins, B Minasny, PC McBratney, V.d.R.d Courcelles, K Singh, I Wheeler, L Abbott, DA Angers, J Baldock, M Bird, PC Brookes, C Chenu, JD Jastrow, R Lal, J Lehmann, AG O'Donnell, WJ Parton, D Whitehead, & M Zimmermann. 2013. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. Agric Ecosyst Environ 164: 80-99.
- Viglizzo, E.F., FC Frank, LV Carreno, EG Jobbagy, H Pereyra, J Clatt, D Pincen, & MF Ricard. 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. Glob Change Biol 17: 959-973.
- Villarino, S.H., GA Studdert, P Laterra & MG Cendoya. 2014. Agricultural impact on soil organic carbon content: Testing the IPCC carbon accounting method for evaluations at county scale. Agric Ecosyst Environ 185: 118-132.
- Villarino, S.H.; GA Studdert, & P Laterra. 2017. Towards realistic and feasible soil organic carbon inventories: a case of study in the Argentinean Semiarid Chaco. Global Symposium On Soil Organic Carbon, 21-23 Marzo, Roma, Italia.
- Wischmeier, W. 1976. Use and misuse of the universal soil loss equation. J Soil Water Conserv 31: 5-9.

C4P144. ¿CUÁLES SON LOS MECANISMOS QUE EXPLICAN LA MAYOR HUMIFICIACIÓN DE LAS RAÍCES RESPECTO DE LOS RESIDUOS AÉREOS?

Villarino, Sebastián H.[1,2,*]; Piñeiro, G.[1,3] y Pinto P.[1,3].

[1]Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). [2]Unidad Integrada Balcarce, Facultad de Ciencias Agrarias (UNMdP) - Estación Experimental Agropecuaria Balcarce (INTA). [3]LART – IFEVA, Facultad de Agronomía (UBA) *sebavillarino@gmail.com

RESUMEN

El carbono orgánico del suelo (COS) afecta prácticamente a todas las propiedades del suelo relacionadas con su funcionamiento en el ecosistema y, por lo tanto, mejorar nuestro entendimiento de su dinámica ha cobrado gran relevancia a escala global. En este contexto, conocer la contribución relativa de las raíces y los residuos aéreos a la formación de COS, y los mecanismos subyacentes, es fundamental para el desarrollo de estrategias para un uso sustentable del suelo. Este trabajo tiene dos objetivos principales: i) estimar la contribución relativa de los aportes radicales y aéreos a la formación de COS y ii) analizar la contribución relativa de los distintos mecanismos de protección propuestos en la literatura para explicar las diferencias entre el coeficiente de humificación de las raíces (*h*-r) y de los residuos aéreos (*h*-a). Para esto se realizó una revisión bibliográfica de estudios que midieron o estimaron el *h*-a y/o el *h*-r. Utilizamos distintos tipos de trabajos para evaluar los mecanismos propuestos: i) los estudios que miden la humificación de raíces muertas a partir de su agregado a una masa de suelo solo evalúan el mecanismo de "protección bioquímica", ii) la "protección física" en los agregados se evaluó en función de los cambios de C reportados en la fracción particulada y iii) la "protección físico-química" se evaluó en función de los cambios de C reportados en la fracción asociada a los minerales del suelo. En estudios realizados a campo y sin distorsión del suelo, la mediana del *h*-r (0,41) fue cinco veces más grande que la mediana del *h*-a (0,08). Los mecanismos que explicarían esta diferencia en la humificación son: una mayor protección física y una mayor protección físico-química. Contrariamente a lo esperado, la protección bioquímica no sería un mecanismo que explique las diferencias de humificación entre residuos aéreos y radicales.

Palabras claves: materia orgánica del suelo, carbono, protección física

INTRODUCCIÓN

El carbono orgánico del suelo (COS) afecta prácticamente a todas las propiedades del suelo relacionadas con su funcionamiento en el ecosistema y, por lo tanto, es fundamental en definir la capacidad del mismo para proveer servicios ecosistémicos (Powlson *et al.*, 2011). Por otra parte, el COS tiene un rol clave en el cambio climático ya que es el principal reservorio de C terrestre y sus variaciones están asociadas a las emisiones o al secuestro de dióxido de C (CO_2). Por lo tanto, mejorar nuestro entendimiento de la dinámica del COS ha cobrado gran relevancia a escala global. Una parte del C aportado al suelo a través de residuos orgánicos es respirado por los organismos heterótrofos y liberado a la atmósfera, otra parte es incorporada en la biomasa del suelo y otra parte permanece dentro del suelo como COS. También pueden existir pérdidas de C por erosión o por el lavado de C soluble. En este trabajo definiremos como "humificación" al proceso de transformación de residuos vegetales en COS y al coeficiente de humificación (*h*) como la proporción del residuo vegetal transformado en COS. Nuestro entendimiento sobre los procesos de humificación y estabilización del COS es limitado. En la actualidad se consideran tres mecanismos principales de protección del COS que explican su permanencia por largos periodos. Ellos son: i) la protección física (PF) que ocurre cuando el C se ubica dentro de los agregados del suelo (principalmente dentro de los microagregados, <250 μm), ii) la protección físico-química (PFQ) debida a la asociación del C con partículas minerales finas (limo y arcillas) y iii) la protección bioquímica (PBQ) que ocurre cuando el material orgánico tiene una composición química compleja que impide su rápida descomposición (Six *et al.*, 2002). La ubicación y el tipo de residuo vegetal, residuos aéreos o raíces, interactúa con dichos mecanismos y juega un rol clave en la estabilización del COS. En general, se ha observado que las raíces tiene un *h* superior al *h* de los residuos aéreos. Se han propuestos tres hipótesis asociadas a aquellos mecanismos de protección que explicarían esta diferencia: i) una mayor PF debida al crecimiento radical dentro los agregados del suelo, ii) una mayor PFQ dada por un aumento en la asociación entre arcillas y las raíces finas y los aportes de exudados radicales (*i.e.* la rizodeposición), y iii) una mayor PBQ debida a una mayor recalcitrancia de los tejidos radicales (Rasse *et. al.*, 2005). Son escasos los estudios que hayan evaluado dichos mecanismos y su importancia relativa a la estabilización del COS continúa siendo un vacío de conocimiento.

Conocer la contribución relativa de las raíces y los residuos aéreos a la formación de COS, y los mecanismos que subyacentes, es fundamental para el desarrollo de estrategias para un uso sustentable del suelo. Por ejemplo, el mejoramiento genético que produjo incrementos en los rendimientos de los cultivos agrícolas ha aumentado la proporción de los órganos aéreos respecto de los subterráneos. El impacto de este cambio sobre el almacenamiento de COS habrá dependido de las diferencias entre la *h* de residuos aéreos (*h*-a) y la *h* de las raíces (*h*-r). Conocer estas diferencias es fundamental para la selección de cultivos y prácticas de manejos tendientes a la restauración y el mantenimiento del COS. Los modelos de simulación de la dinámica del COS constituyen una herramienta fundamental para integrar nuestros conocimientos sobre los flujos de C entre el suelo, la vegetación y la atmósfera. Además, nos permiten evaluar los impactos sobre el suelo y las emisiones de CO_2 de diferentes sistemas productivos y planificar diferentes trayectorias de uso del suelo. Los modelos de simulación más difundidos (*e.g.* CENTURY y ROTH-C) no consideran diferentes *h* entre los residuos aéreos y subterráneos. Esto demuestra que, a pesar de que sabemos que existen diferencias, las mismas no han sido suficientemente atendidas.

Este trabajo tiene dos objetivos principales: i) estimar la contribución relativa de los aportes radicales y aéreos a la formación de COS y ii) analizar la contribución relativa de los mecanismos de protección para explicar las diferencias entre el *h*-r y el *h*-a. Para esto se realizó una revisión bibliográfica de estudios que midieron o estimaron el *h*-a y/o el *h*-r. Los estudios que miden el *h*-r a partir del agregado de raíces muertas a una masa de suelo solo estarían evaluando la PBQ, ya que la PF asociada al crecimiento radical y la PFQ debida a la asociación entre arcillas y los aportes de exudados radicales no ocurren en ese tipo de experimentos. Por otra parte, los estudios que miden el *h*-r de raíces vivas creciendo *in situ* si consideran los tres mecanismos de protección. En este tipo de experimento, es esperable que si las raíces tienen mayor PFQ se produzca un aumento del C orgánico en la fracción asociada a los minerales (COAM), mientras que una mayor PF debería producir un aumento del C orgánico en la fracción particulada (COP). Basados en estos supuestos, se plantearon tres predicciones para las hipótesis de los mecanismos de protección que explicarían las diferencias entre la humificación de raíces y de residuos aéreos (Tabla 1).

Tabla 1: Hipótesis sobre los mecanismos que explican la mayor humificación de raíces respecto de los residuos aéreos (Rasse *et al.*, 2005) y sus predicciones asociadas.

Hipótesis	**Predicción**
Las raíces poseen mayor protección bioquímica que los residuos aéreos	El *h*-r es superior al *h*-a, en estudios donde se agregan residuos de material vegetal muerto a una masa de suelo
Las raíces poseen mayor protección física que los residuos aéreos	El *h*-r de la fracción particulada es superior al *h*-a de la fracción particulada, en estudios donde los residuos provienen de la vegetación *in situ*
Las raíces poseen mayor protección fisicoquímica que los residuos aéreos	El *h*-r de la fracción asociada a los minerales es superior al *h*-a de las fracción asociada a los minerales, en estudios donde los residuos provienen de la vegetación *in situ*

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó una búsqueda en la base de datos de literatura científica SCOPUS (www.scopus.com) con los siguientes términos: ("descomposition" OR "humification" OR "mineralization" OR "stabilization") AND ("soil organic carbon" OR "soil organic matter" OR "SOM" OR "SOC") AND ("root" OR "litter" OR "belowground" OR "aboveground") AND ("isotopes" OR "label" OR "labelled" OR "labelling" OR "labeled"). Se seleccionaron trabajos donde se hubiese medido o estimado humificación de residuos aéreos y/o raíces (Tabla 2).

Las fracciones evaluadas del COS (Tabla 2) se agruparon en COP y COAM según su haya sido su aislamiento por densimetría o por tamaño de partícula. En el COP se agruparon las fracciones con densidad mayor a 1,7-1,85 $g*cm^{-3}$ y tamaños de partícula entre 53 y 2000 µm. El COAM incluyó las fracciones con densidad menor a 1,7-1,85 $g*cm^{-3}$ y tamaño de partícula menor a 53 µm (Tabla 2) (Haynes, 2005). Los análisis estadísticos se realizaron con el programa computacional R (R Core Team, 2013).

Tabla 2: Resumen de las características de los trabajos seleccionados para el estudio.

Referencia	Vegetación	Tipo de residuos	Incorporación de residuos*	Fracciones evaluadas**
Austin *et al.* (2017)	Centeno	Aéreos y raíces	Vegetación *in situ*	Total
Balesdent y Balabane (1996)	Maíz	Aéreos y raíces	Vegetación *in situ*	Total y COP
Barber (1979)	Maíz	Aéreos y raíces	Vegetación *in situ*	Total
Baumann *et al.* (2013)	Trigo	Raíces	Agregados	Total
Bird *et al.* (2008)	*Pinus ponderosa*	Aéreos y raíces	Agregados	FL y FP
Bolinder *et al.* (1999)	Maíz, cebada, pastura y trigo	Raíces	Vegetación *in situ*	Total
Clapp *et al.* (2000)	Maíz	Aéreos y raíces	Vegetación *in situ*	Total
Comeau *et al.* (2013)	Lenteja, trigo y colza	Aéreos y raíces	Vegetación *in situ*	FL y FP
Cotrufo *et al.* (2016)	Pastizal	Aéreos	Agregados	COP y COAM
Demolinari *et al.* (2017)	Eucalyptus	Aéreos y raíces	Agregados	FL y FP
Egli *et al.* (2016)	*Picea abies*	Aéreos	Agregados	FL y FP
Fahey *et al.* (2013)	*Acer saccharum*	Aéreos	Agregados	Total
García-Pausas *et al.* (2012)	Trigo	Raíces	Agregados	Macro, Micro y COAM
Ghafoor *et al.* (2017)	Maíz y trigo	Aéreos y raíces	Vegetación *in situ*	Total
Hatton *et al.* (2015)	*Pinus ponderosa*	Aéreos y raíces	Agregados	FL y FP
Pries *et al.* (2017)	*Pinus ponderosa*	Aéreos y raíces	Agregados	Total
Hu *et al.* (2016)	Álamo	Aéreos y raíces	Agregados	Total
Kong y Six (2010)	Vicia	Aéreos y raíces	Vegetación *in situ*	Macro, Micro y COAM
Larson *et al.* (1972)	Maíz	Aéreos y raíces	Vegetación *in situ*	Total
Mazzilli *et al.* (2015)	Maíz y Soja	Aéreos y raíces	Vegetación *in situ*	COP
Puget y Drinkwater (2001)	Vicia	Aéreos y raíces	Vegetación *in situ*	Total
Rubino *et al.* (2010)	Álamo	Aéreos	Agregados	Total
Sánchez-de León *et al.* (2014)	*Pinus ponderosa*	Aéreos y raíces	Agregados	Total
Santos *et al.* (2016)	*Acer rubrum*	Raíces	Agregados	Total
Shahbaz *et al.* (2017)	Trigo	Aéreos y raíces	Agregados	Macro, Micro y COAM
Sierra *et al.* (2012)	Legumbres	Aéreos y raíces	Agregados	Total
Steffens *et al.* (2015)	Bosque	Aéreos y raíces	Agregados	FL y FP
Tahir *et al.* (2016)	Trigo, poroto y arveja	Aéreos y raíces	Vegetación *in situ*	Total
Wachendorf *et al.* (2014)	Maíz	Aéreos	Agregados	Total, Macro y Micro

* Vegetación *in situ*: representa las situaciones en que los residuos fueron aportados desde una vegetación creciendo en el mismo sitio donde se realizaron las mediciones de COS. Agregados: representa las situaciones donde los residuos son material vegetal muerto proveniente de una vegetación que creció fuera de la unidad experimental donde se realizaron las mediciones de COS.
** COP: carbono orgánico particulado (53 – 2000 µm), COAM: carbono orgánico asociado a la fracción mineral (< 53 µm), FL: fracción liviana (densidad < 1,7-1,85 g cm^3), FP: fracción pesada (densidad > 1,7-1,85 g cm^3), Macro: macro-agregados (250 – 2000 µm), Micro: micro-agregados (53 – 250 µm).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La mediana del *h*-a y el *h*-r fue muy similar para los estudios de residuos agregados, 0,21 y 0,25 respectivamente (Figura 1a). Por lo tanto, la PQ no estaría explicando las diferencias en la humificación de raíces y residuos aéreos. Este mecanismo ha sido cuestionado durante los últimos años y los nuevos hallazgos sugieren que no debería considerarse al concepto de recalcitrancia como una propiedad intrínseca del material orgánico, sino que la misma estaría más asociada a factores biológicos y condiciones del ambiente edáfico que impiden la descomposición del material (Schmidt *et al.*, 2011). Por otra parte, la mediana del *h*-r (0,41) fue cinco veces más grande que la mediana del *h*-a (0,08) cuando los residuos fueron aportados *in situ* (Figura 1b). Rasse *et al.* (2005) informaron que la humificación de las raíces es 2,4 veces

superior a la humificación de los residuos aéreos, la mitad del valor hallado en este estudio. Sin embargo, los aportes radicales considerados en aquel estudio incluyeron la biomasa radical más la rizodeposición y en este estudio solo se consideró la biomasa radical. Debido a que la rizodeposición es muy difícil de medir, en el 83% de los casos considerados por Rasse *et al.* (2005) se asumió que los aportes por rizodeposición fueron iguales a la biomasa radical. Por lo tanto, en esos casos los aportes de C se duplican y la humificación se reduce a la mitad. Si Rasse *et al.* (2005) hubiesen considerado la humificación respecto a la biomasa radical, la relación *h*-r/*h*-a sería similar a la encontrada en este trabajo (≈ 5). Esta relación (*h*-r/*h*-a) también fue calculada en aquellos estudios que lo permitían debido a que tenían ambos tratamientos, raíces y residuos aéreos. En estos casos, el promedio de *h*-r/*h*-a también fue igual a 5 (resultados no mostrados).

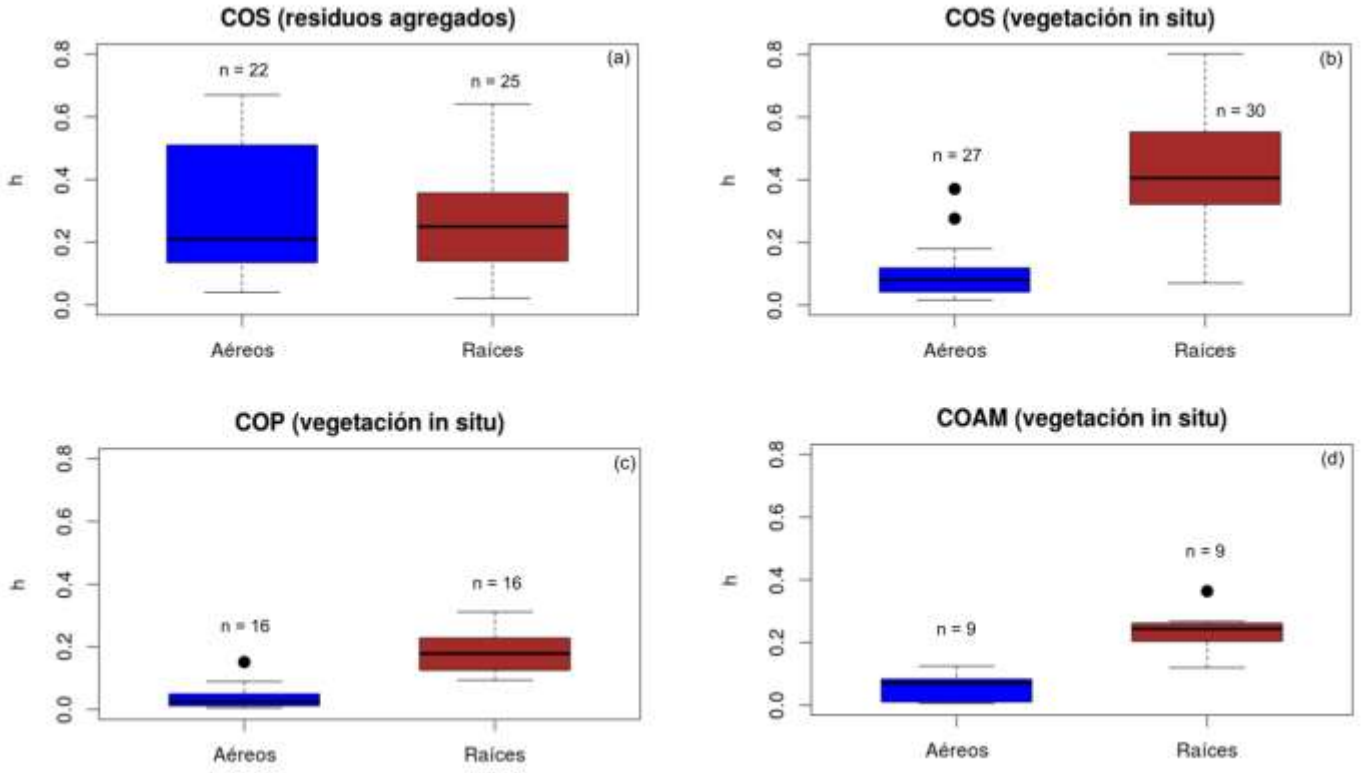


Figura 1: Coeficientes de humificación (h) para el carbono orgánico del suelo (COS) en estudios con agregado de residuos (a), para el COS en estudios con vegetación *in situ* (b), para el carbono orgánico particulado (COP) en estudios con vegetación *in situ* (c) y para el carbono orgánico asociado a la fracción mineral (COAM) con vegetación *in situ* (d). La diferencia entre residuos agregados y vegetación *in situ* está descripta en el epígrafe de la Tabla 2.

Las medianas del *h*-a y del *h*-r para el COP fueron 0,02 y 0,18, respectivamente (Figura 1c). Para el COAM, las medianas del *h*-a y del *h*-r fueron 0,07 y 0,24, respectivamente (Figura 1d). Esto indicaría que tanto la PF como la PFQ serían los mecanismos que explican la mayor humificación de las raíces respecto de los residuos aéreos (Tabla 1). La relación *h*-r/*h*-a fue 7 para el COP y 10 para el COAM. Por lo tanto, es probable que la PFQ sea el mecanismo principal que explica la mayor humificación de raíces respecto de los residuos aéreos. En línea con esta idea, se observó que el contenido de arcilla se relacionó en forma positiva y logarítmica con el *h*-r (Figura 2). Este resultado además confirma el rol clave de las arcillas en proteger el COS, el cual ha sido ampliamente documentado (Six *et al*., 2002).

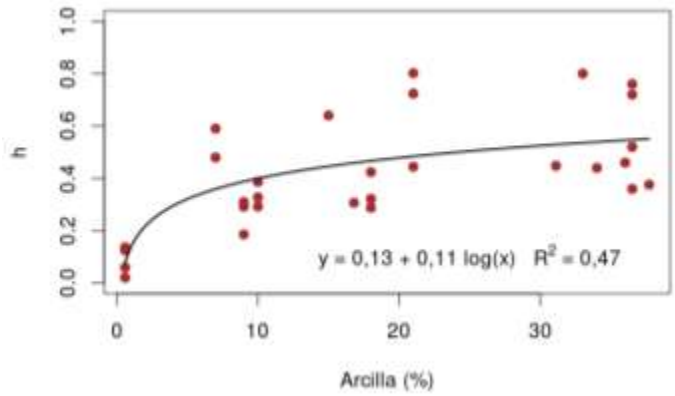


Figura 2: Relación entre el coeficiente de humificación (h) de las raíces y el contenido de arcilla.

CONCLUSIONES

El *h*-r fue cinco veces superior al *h*-a y los principales mecanismos que explicarían esta diferencia serían una mayor PF debido al crecimiento radical dentro los agregados del suelo y una mayor PFQ debida a la asociación entre los aportes radicales y las arcillas. Contrariamente, la PQ no sería un mecanismo que explique las diferencias de humificación entre residuos aéreos y radicales.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo se enmarca en proyectos financiados por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) a través de los proyectos PNNAT-1128052 y PNNAT-1128035, la Universidad Nacional de Mar del Plata a través de los proyectos AGR466/14 y AGR389/12, la Agencia Nacional de Promoción Científica y Técnica de Argentina (PICT-2012-1092 y PICT-2012-0607) y el Institute for Global Change Research (IAI) CRN3095 que es apoyado por la US National Science Foundation (Grant GEO-1128040). El primer autor es becario posdoctoral del CONICET.

BIBLIOGRAFÍA

- Austin, EE; K Wickings; MD McDaniel; GP Robertson & AS Grandy. 2017 Cover crop root contributions to soil carbon in a no-till corn bioenergy cropping system. Gcb Bioenergy 9:1252–1263
- Balesdent, J & M Balabane M. 1996. Major contribution of roots to soil carbon storage inferred from maize cultivated soils. Soil Biol Biochem 28:1261–1263
- Barber, SA. 1979. Corn Residue Management and Soil Organic Matter 1. Agron J 71:625–627
- Baumann, K; M Sanaullah; A Chabbi; MF Dignac; G Bardoux; M Steffens; I Kögel-Knabner & C Rumpel. 2013. Changes in litter chemistry and soil lignin signature during decomposition and stabilisation of 13C labelled wheat roots in three subsoil horizons. Soil Biol Biochem 67:55–61
- Bird, JA; M Kleber & MS Torn. 2008. 13C and 15N stabilization dynamics in soil organic matter fractions during needle and fine root decomposition. Org Geochem 39:465–477
- Bolinder, MA; DA Angers; M Giroux & MR Laverdiere. 1999. Estimating C inputs retained as soil organic matter from corn (Zea mays L.). Plant Soil 215:85–91
- Clapp, CE; RR Allmaras; MF Layese; DR Linden & RH Dowdy. 2000. Soil organic carbon and 13C abundance as related to tillage, crop residue, and nitrogen fertilization under continuous corn management in Minnesota. Soil Tillage Res 55:127–142
- Comeau, LP; RL Lemke; JD Knight & A Bedard-Haughn. 2013. Carbon input from 13 C-labeled crops in four soil organic matter fractions. Biol Fertil soils 49:1179–1188
- Cotrufo, MF; JL Soong; AJ Horton; EE Campbell; ML Haddix; DH Wall & WJ Parton. 2015. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. Nat Geosci 8:ngeo2520
- Demolinari, SM; RN Sousa; IR Silva; RS Teixeira; JCL Neves & GO Mendes. 2017. Effect of Mineral Nitrogen on Transfer of 13C-Carbon from Eucalyptus Harvest Residue Components to Soil Organic Matter Fractions. Rev Bras Ciência do Solo 41:160-203

- Egli, M; S Hafner; C Derungs; J Ascher-Jenull; F Camin; G Sartori; G Raab; L Bontempo; M Paolini; L Ziller; T Bardelli; M Petrillo & S Abiven. 2016. Decomposition and stabilisation of Norway spruce needle-derived material in Alpine soils using a 13 C-labelling approach in the field. Biogeochemistry 131:321–338
- Fahey, TJ; JB Yavitt; RE Sherman; JC Maerz; PM Groffman; MC Fisk & PJ Bohlen. 2013. Earthworm effects on the incorporation of litter C and N into soil organic matter in a sugar maple forest. Ecol Appl 23:1185–1201
- Garcia-Pausas, J; P Casals; P Rovira; S Vallecillo; MT Sebastià & J Romanyà. 2012. Decomposition of labelled roots and root-C and-N allocation between soil fractions in mountain grasslands. Soil Biol Biochem 49:61–69
- Ghafoor, A; C Poeplau & T Kätterer. 2017. Fate of straw-and root-derived carbon in a Swedish agricultural soil. Biol Fertil Soils 53:257–267
- Hatton, PJ; C Castanha; MS Torn & JA Bird. 2015. Litter type control on soil C and N stabilization dynamics in a temperate forest. Glob Chang Biol 21:1358–1367
- Haynes, RJ. 2005. Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. Adv Agron 85:221–268
- Hu, YL; DH Zeng; XQ Ma & SX Chang. 2016. Root rather than leaf litter input drives soil carbon sequestration after afforestation on a marginal cropland. For Ecol Manage 362:38–45
- Kong, AYY; J Six; DC Bryant; RF Denison & C Van Kessel. 2005. The relationship between carbon input, aggregation, and soil organic carbon stabilization in sustainable cropping systems. Soil Sci Soc Am J 69:1078–1085
- Larson, W; CE Clapp; WH Pierre & YB Morachan. 1972. Effects of Increasing Amounts of Organic Residues on Continuous Corn: II. Organic Carbon, Nitrogen, Phosphorus, and Sulfur 1. Agron J 64:204–209
- Mazzilli, SR; AR Kemanian; OR Ernst; RB Jackson & G Piñeiro. 2015. Greater humification of belowground than aboveground biomass carbon into particulate soil organic matter in no-till corn and soybean crops. Soil Biol Biochem 85:22–30
- Powlson, DS; PJ Gregory; WR Whalley; JN Quinton; DW Hopkins; AP Whitmore; PR Hirsch & KWT Goulding. (2011) Soil management in relation to sustainable agriculture and ecosystem services. Food Policy 36:S72–S87
- Pries, CEH; JA Bird; C Castanha; PJ Hatton & MS Torn. 2017. Long term decomposition: the influence of litter type and soil horizon on retention of plant carbon and nitrogen in soils. Biogeochemistry 134:5–16
- Puget, P & LE Drinkwater. 2001. Short-term dynamics of root-and shoot-derived carbon from a leguminous green manure. Soil Sci Soc Am J 65:771–779
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Rasse, DP; C Rumpel & MF Dignac. 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. Plant Soil 269:341–356
- Rubino M, Dungait JAJ, Evershed RP, T Bertolini; P De Angelis; A D'Onofrio; A Lagomarsino; C Lubritto; A Merola; F Terrasi & Cotrufo MF. 2010. Carbon input belowground is the major C flux contributing to leaf litter mass loss: Evidences from a 13C labelled-leaf litter experiment. Soil Biol Biochem 42:1009–1016
- Sánchez-de León Y, Lugo-Pérez J, Wise DH, et al (2014) Aggregate formation and carbon sequestration by earthworms in soil from a temperate forest exposed to elevated atmospheric CO2: a microcosm experiment. Soil Biol Biochem 68:223–230
- Schmidt, MW; MS Torn; S Abiven; T Dittmar; G Guggenberger; IA Janssens; M Kleber; I Kogel-Knabner; J Lehmann; DA Manning; P Nannipieri; DP Rasse; S Weiner & SE Trumbore. 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. Nature 478:49–56. doi: 10.1038/nature10386
- Shahbaz, M; Y Kuzyakov & F Heitkamp. 2017. Decrease of soil organic matter stabilization with increasing inputs: mechanisms and controls. Geoderma 304:76–82
- Sierra, J & N Motisi. 2012. Shift in C and N humification during legume litter decomposition in an acid tropical Ferralsol. Soil Res 50:380–389
- Six, J; RT Conant; EA Paul & K Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. Plant Soil 241:155–176
- Steffens C; M Helfrich; RG Joergensen; V Eissfeller & H Flessa. 2015. Translocation of 13C-labeled leaf or root litter carbon of beech (Fagus sylvatica L.) and ash (Fraxinus excelsior L.) during decomposition--A laboratory incubation experiment. Soil Biol Biochem 83:125–137
- Tahir, MM; S Recous; C Aita; R Schmatz; GE Pilecco & SJ Giacomini. 2016. In situ roots decompose faster than shoots left on the soil surface under subtropical no-till conditions. Biol Fertil soils 52:853–865
- Wachendorf, C.; M Potthoff; B Ludwig & RG Joergensen. 2014. Effects of addition of maize litter and earthworms on C mineralization and aggregate formation in single and mixed soils differing in soil organic carbon and clay content. Pedobiologia (Jena) 57:161–169

C4P145. EVALUACIÓN DE DISTINTAS ALTERNATIVAS DE BARBECHOS SOBRE LA BIOMASA Y RENDIMIENTO DE MAÍZ Y SOJA

Voisin, Axel[1]; Novillo, Bárbara[2]; Chamorro, Adriana M.[3]; Bezus, Rodolfo[3]; Pellegrini, Andrea E.[4]; Gelati Pablo R.[4] y Golik, Silvina I.[5]

[1]Becario CIC. [2]Becaria CIC-UNLP. [3]Curso Oleaginosas y Cultivos Regionales. [4]Curso Edafología. [5]Curso Cerealicultura. Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, UNLP. Calle 60 y 119, CC 31 La Plata, Argentina. E-mail: axelvoisin@hotmail.com

RESUMEN

El efecto del barbecho puede condicionar a los cultivos sucesores. Este trabajo tuvo como objetivo evaluar el efecto de compost de cama de pollo (CP) y cultivos de cobertura (CC) como manejos alternativos al barbecho químico (BQ) con aplicación de fertilizantes, sobre la biomasa y el rendimiento de maíz y soja. Sobre un Argiudol típico, en la Estación Experimental Julio Hirschhorn perteneciente a la FCAyF, UNLP, se plantearon ensayos donde se comparan diferentes secuencias de cultivos (S). S1: trigo/soja 2°- soja 1°; S2: cebada/soja 2°- maíz; S3: avena/soja 2°- maíz; S4: colza/soja 2°- maíz. Se realizaron cuatro tipos de barbechos previos a la siembra de soja en S1 y maíz en S2, S3 y S4: aporte de CP, CC sin fertilización en el cultivo para grano (MCC), CC con fertilización en el cultivo para grano (ACC) y BQ con fertilización mineral. El diseño experimental fue en bloques al azar con 4 repeticiones. El CC consistió en una mezcla de avena y vicia, sobre el cual al momento de secado con glifosato se determinó materia seca y N acumulado en la biomasa vegetal por el método microkjeldahl. En maíz el tratamiento BQ se fertilizó con 80 kg ha^{-1} de superfosfato triple de calcio y 100 kg ha^{-1} urea y para el ACC fue de 165 kg ha^{-1} de superfosfato triple de calcio, 164 kg ha^{-1} de urea y 84 kg ha^{-1} de sulfato de amonio; en soja solo se fertilizó el ACC con 75 kg ha^{-1} de superfosfato triple de calcio. Se cosechó una superficie de 4 m lineales en maíz y 1 m^2 en soja para determinar la biomasa total y el rendimiento en grano. Se realizó un análisis de la varianza y se compararon las medias con el test de Tukey ($p>0,05$). La biomasa total de maíz no arrojó diferencias significativas según las distintas secuencias y barbechos y en promedio fue de 32833 kg ha^{-1}. El rendimiento en grano de maíz no arrojó diferencias significativas entre secuencias, pero sí según los distintos barbechos, donde los mayores rendimientos se obtuvieron en ACC (12000 kg ha^{-1}) y BQ (11850 kg ha^{-1}), seguido por CP (10820 kg ha^{-1}) y MCC (10018 kg ha^{-1}). En la soja la producción de biomasa total tampoco arrojó diferencias significativas según secuencias y barbechos, siendo en promedio de 12028 kg ha^{-1}. Se encontró diferencia significativa en el rendimiento de soja según los barbechos donde ACC (5717 kg ha^{-1}) se diferenció de BQ (4340 kg ha^{-1}), quedando en un lugar intermedio CP (5112 kg ha^{-1}) y MCC (4845 kg ha^{-1}). En ambos cultivos, la combinación de una fertilización con el uso de CC durante el barbecho fue la situación que determinó la mejor producción de grano. El aporte promedio del CC fue de 3408 kg ha^{-1} de biomasa y 43,47 kg ha^{-1} de N, lo cual permite reducir la aplicación de fertilizante nitrogenado en el cultivo sucesor.

Palabras claves: compost, cultivo de cobertura, fertilización mineral

C4P146. OBSERVATORIO DE DEGRADACIÓN DE TIERRAS "CUENCA ARROYO ESTACAS (LA PAZ, ENTRE RÍOS)"

Wilson, Marcelo G.[1]; Sasal, María Carolina[1]; Sione, Silvana M.[2]; Gabioud, Emmanuel A.[1]; Wingeyer Ana B.[1]; Van Opstal, Natalia V.[1]; Oszust, José D.[2]; Ledesma, Silvia G. [2]; Saluzzio, Mariano[2]; Seehaus, Mariela[1]; Beghetto Stella M. [3]; Benetti, Pablo [4]; Wouterlood, Natalia[1] y Therburg, Almut [5].

[1]INTA, Estación Experimental Paraná. Oro Verde 3101, Entre Ríos, Argentina. [2]Universidad Nacional de Entre Ríos, FCA. Oro Verde 3101, Entre Ríos, Argentina. [3] Cambio Rural II. [4] Sub Secretaría Agricultura Familiar. [5]IADIZA-CONICET, CCT-Mendoza. Mendoza 5500, Mendoza, Argentina. wilson.marcelo@inta.gob.ar

RESUMEN

Se presenta el Sitio Piloto (SP) Cuenca Arroyo Estacas, que forma parte del Observatorio Nacional de Degradación de Tierras y Desertificación (ONDTyD). Este SP tiene como objetivo evaluar y monitorear el impacto del cambio en el uso de la tierra en un área con bosques nativos de Entre Ríos. En el ONDTyD se seleccionaron y consensuaron un conjunto mínimo de indicadores e índices, que proporcionan información para describir el estado o la calidad del ambiente y determinar su línea base. A partir del análisis de los resultados se evidencian los efectos del cambio en el uso de la tierra de los últimos años, mostrando el desencadenamiento de procesos de degradación de tierras, que pone en alerta a los tomadores de decisión. En este sentido, se debe pensar en prácticas de manejo adaptadas a las condiciones locales, orientadas a la prevención, mitigación y rehabilitación de tierras, para la conservación de los servicios ecosistémicos.

Palabras claves: Erosión hídrica, conservación, bosque nativo

INTRODUCCIÓN

Desde el año 2010, a través de proyectos de INTA vinculados a los Observatorios Agroambientales, la Cuenca del Arroyo Estacas constituye un Sitio Piloto (SP) que tiene como objetivo evaluar y monitorear el impacto del cambio en el uso de la tierra en un área con bosques nativos de Entre Ríos. El SP es representativo del Espinal, provincia fitogeográfica que se extiende en la región centro-norte de Entre Ríos, caracterizada por el bosque nativo como bioma dominante y por la presencia de cuencas de ríos importantes. En el año 2013 el SP pasó a ser parte del ONDTyD, que cuenta con 17 SP, desarrollado para brindar información relativa al estado, tendencias y los riesgos de la degradación de tierras, con el fin de elaborar recomendaciones asociadas a su prevención, control y mitigación. El ONDTyD constituye un sistema nacional de monitoreo sustentado en la identificación de un conjunto de indicadores biofísicos y socioeconómicos, posibilitando una evaluación integral y participativa. En el año 2017, el SP Cuenca del Arroyo Estacas fue seleccionado para integrar el Proyecto FAO "Soporte a la toma de decisiones para la ampliación e integración del manejo sustentable de las tierras SD-MST", que tiene como meta principal contribuir a la lucha contra la desertificación, la degradación de tierras y la sequía (DDTS), al ampliar e implementar las prácticas ejemplares de manejo sustentable de tierras, a través de la toma de decisión local.

En los últimos años se ha incrementado la superficie destinada a la agricultura, recurriendo a la práctica de la deforestación, en la mayoría de los casos sin planificación previa del uso y manejo del suelo. Aparecen problemas de erosión hídrica, encharcamiento en áreas planas, pérdida de biodiversidad vinculado a la pérdida de superficie boscosa y la fragmentación de hábitats, se detecta contaminación en suelo y agua por uso de agroquímicos y en los bosques remanentes menor productividad del pastizal por sobrecarga animal y sobrepastoreo. Los procesos de degradación de tierras en este tipo de agrosistema, tienen efectos directos sobre la rentabilidad de los establecimientos agropecuarios, pudiendo generar múltiples impactos negativos en el ámbito social y económico (Bouza *et al*, 2015). Por un lado, el abandono de las tierras por falta de productividad, desencadena procesos de sucesión vegetal secundaria, en los que el desarrollo de renovales (dominados por *Vachellia caven*) se traduce en la subutilización y pérdida del valor económico de las tierras. Por otro lado, pueden agravarse los problemas relacionados con la concentración de la tierra y la producción de alimentos, generando marginación y exclusión social y, en los casos más graves, migración rural. El objetivo de esta comunicación es difundir las acciones que se llevan adelante en el Observatorio SP Cuenca Arroyo Estacas para la identificación de un conjunto de indicadores biofísicos que permita describir el estado o la calidad del ambiente y determinar su línea base.

MATERIALES Y MÉTODOS

La Cuenca del Arroyo Estacas (afluente del Arroyo Feliciano) está situada en el norte del Departamento La Paz, provincia de Entre Ríos y posee una superficie total de 770 km^2. Presenta un clima de tipo subhúmedo-húmedo, con un régimen pluviométrico de 1100 mm anuales, temperaturas medias anuales inferiores a 20º C y amplitudes térmicas entre 13º C y 14º C.

Indicadores e índices biofísicos para evaluación y monitoreo de la calidad del ambiente

En el marco del ONDTyD, se seleccionaron y consensuaron un conjunto mínimo de indicadores e índices, que proporcionan información para describir el estado o la calidad del ambiente en los Sitios Piloto y determinar su línea base. Se evalúan aspectos del clima, suelo, vegetación, agua superficial y subterránea y erosión, utilizando diferentes indicadores. En el sitio web del Observatorio se puede visualizar y descargar el documento base biofísico, así como las planillas para la descripción y cuantificación de la erosión, vegetación y suelo en 40 puntos de observación por SP, además de las fichas metodológicas de los indicadores biofísicos consensuados (http://www.desertificacion.gob.ar/sitios-piloto/informes-2012/informacion-biofisica/).

Unidades de ambiente y ubicación de puntos de monitoreo

El criterio tomado para definir las unidades de ambiente y la ubicación de los puntos de monitoreo tiene en cuenta el suelo y el sistema productivo. Se identificaron tres tipos de suelos (Vertisoles, Molisoles y Alfisoles) y dos sistemas productivos: monte y agrícola. A su vez, dentro del sistema productivo "agrícola" para suelos Vertisoles y Molisoles se consideró la presencia o ausencia de erosión (sin erosión y con erosión). Para Alfisoles y en función de su posición en el paisaje, se consideró que no presentan erosión. Se definió así un total de ocho (8) unidades de ambiente, evaluándose cinco lotes (repeticiones) por cada unidad, totalizando de esta forma 40 puntos de observación.

El relevamiento de la vegetación en el SP fue realizado en función de los Tipos fisonómicos florísticos (TFF) dominantes identificados en el sitio, a partir de 58 puntos de observación. Respecto a la disponibilidad y calidad del agua, se fijaron 5 puntos para monitoreo del agua superficial y 4 para el agua subterránea. En la evaluación de la erosión hídrica se determinó el tipo, estado, extensión, severidad y clases, en los puntos de observación por unidad ambiental.

Evaluación de la calidad ambiental

Para la interpretación de los resultados el ONDTyD establecieron clases de calidad ambiental. Se construyó un pentágono que resume la calidad ambiental del SP, con un enfoque semi-cuantitativo, con los vértices Agua, Vegetación, Suelo, Relieve y Clima. Se valoró cada componente en una escala de uno a cinco, siendo el 1 una situación ambiental muy frágil con susceptibilidad muy alta a la degradación o un ambiente muy degradado, mientras que el 5 significa una alta calidad ambiental. Los factores clima, suelo, relieve y vegetación (cuatro de los vértices del pentágono) influyen directamente en la erosión. Por tal motivo, se presentan los resultados de la erosión hídrica por separado. A continuación se detallan los indicadores e índices utilizados por factores para los SP del ONDTyD:

Clima: índices de aridez, amenaza de sequía y de amenaza de precipitaciones y temperaturas extremas

Suelo: COS, pH, Conductividad Eléctrica (CE), Dap, CIC e ICES (índice de calidad expeditiva del suelo, Wilson et al., 2016)

Relieve: clases de pendiente

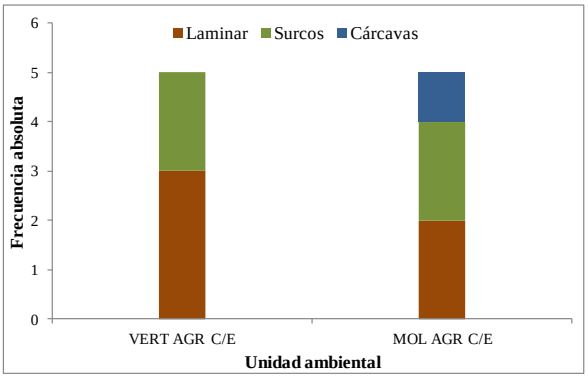
Agua: disponibilidad de agua (captura y dotación) superficial y subterránea; calidad (CE, pH, NO3, Arsénico)

Vegetación: superficie ocupada por bosque nativo, calidad de los bosques

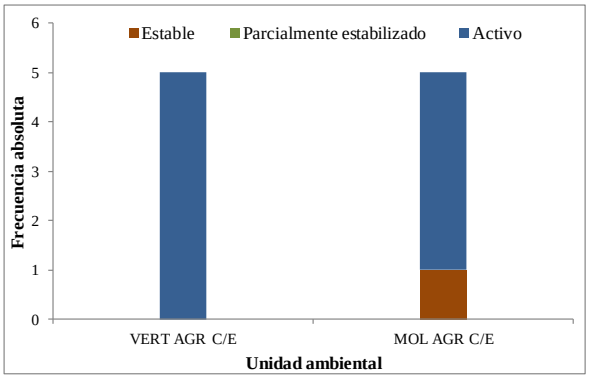
RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La combinación de suelos en producción agrícola de alta erodabilidad, con pendientes pronunciadas y la falta de rotaciones adecuadas, representan los aspectos de mayor riesgo de erosión hídrica de la Cuenca. En la Figura 1 se presenta el estado de erosión de lotes Vertisol y Molisol en rotación. La Figura 2 muestra la clase de erosión por tipo de suelo. En el caso del Vertisoles, el puntaje para erosión (que integra tipo y estado), mostró estabilidad en sus valores, mientras que el Molisoles presentó gran variación en sus valores, entre baja y severa.

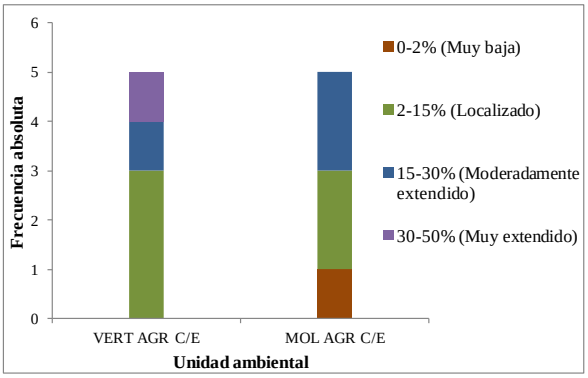
a. tipo de erosión



b. estado de erosión



c. extensión de la erosión



d. severidad de la erosión

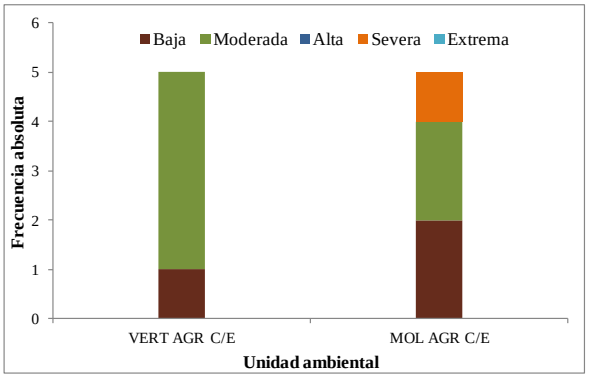


Figura 1: Tipo, estado, extensión y severidad de la erosión hídrica en la Cuenca del Arroyo Estacas. Referencia: VERT y MOL AGR C/E es Vertisoles y Molisoles agrícola con erosión

El área incorporada a la agricultura a partir de la deforestación, se ha concentrado próxima a rutas y caminos (superficie de alto valor comercial). La mayor superficie de la Cuenca presenta aptitud ganadera, considerando al uso agrícola con riesgos de erosión hídrica y serias limitaciones para un uso continuado. En lotes agrícolas que presentan erosión, en general ésta es moderada. Sin embargo, en algunos lotes de Molisoles, se ha registrado erosión severa.

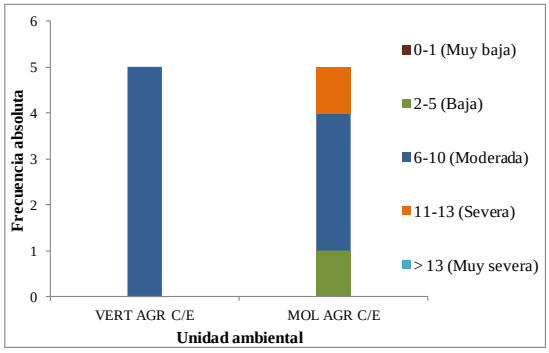


Figura 2: Clase de erosión hídrica. Referencia: VERT y MOL AGR C/E es Vertisoles y Molisoles agrícola con erosión

La Figura 3 muestra el pentágono de calidad ambiental para el SP, que permite resumir gráficamente la calidad ambiental del sitio, obtenida a partir de los componentes intervinientes. Pueden observarse las buenas condiciones actuales que presenta en la totalidad de los factores. No obstante, es importante destacar que se trata de un ambiente frágil, donde el equilibrio alcanzado con la evolución del sistema sustentado por el bosque nativo puede perderse rápidamente ante cambios en el uso de la tierra, tal como se vio reflejado en los diferentes aspectos de la erosión hídrica.

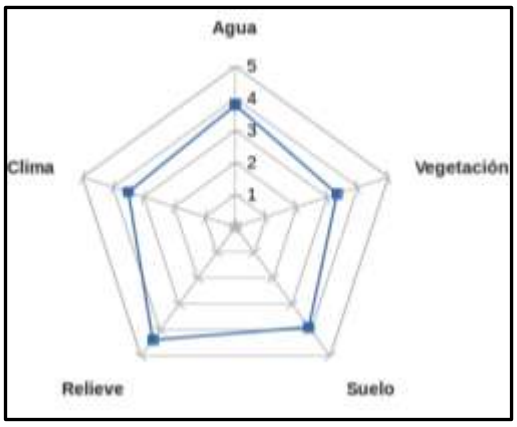


Figura 3: Pentágono de calidad ambiental del SP Cuenca Arroyo Estacas

A partir del análisis particular de los componentes, se distingue al relieve como aquel que presenta la mayor condición y a la vegetación como el componente de más baja condición. Lo expuesto evidencia los efectos del cambio en el uso de la tierra de los últimos años, mostrando el desencadenamiento de procesos de degradación de tierras y pone en alerta a los tomadores de decisión.

Los ecosistemas boscosos constituyen complejos sistemas ecológicos que brindan una amplia diversidad de servicios ecosistémicos, en los que se destaca la protección a la acción de la erosión hídrica y el mantenimiento de la calidad de los suelos. Los indicadores biofísicos medidos en este agrosistema están disponibles y pueden ser comparables con los obtenidos en el resto de los 17 SP del país. La información generada indica que los esfuerzos deben centrarse en implementar y adecuar las prácticas de MST a la legislación vigente y en el desarrollo de un plan de manejo integral del agrosistema. Lo expuesto se logra a partir de la planificación a nivel de cuenca hidrográfica y asimilando el concepto que los bosques nativos son la base de los sistemas productivos.

CONCLUSIONES

Las acciones que se llevan adelante en el Observatorio SP Cuenca Arroyo Estacas, permitieron la identificación de un conjunto de indicadores biofísicos que describen la calidad del ambiente. Esta información tiene altísimo valor como línea de base para el monitoreo de largo plazo en el área del Espinal entrerriano y a su vez permite comparar el estado de situación con otros SP del país.

Particularmente, en la Cuenca del Arroyo Estacas, el conocimiento de la funcionalidad de los diferentes tipos de suelo y los efectos que impone el uso agropecuario, permitirá mejorar la planificación según la capacidad de uso de la tierra. En este sentido, se dota de información rigurosa para el diseño de prácticas de manejo adaptadas a las condiciones locales, para la prevención, control, mitigación y rehabilitación de tierras.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los equipos técnicos y de apoyo del grupo de Recursos Naturales de INTA EEA Paraná. El trabajo se realizó en el marco del Observatorio Nacional de Degradación de Tierras y Desertificación, liderado por el Ministerio de Ambiente de la Nación, CONICET, INTA y FAUBA; además de Proyectos de Programas Nacionales de INTA, PNSUELO, PNNAT, PNAGUA y PRET CN ER que desarrollan acciones en el Sitio Piloto.

BIBLIOGRAFÍA

- Bouza, M.; A Aranda-Rickert.; M Brizuela; M.G Wilson; M.C Sasal; S.M.J Sione; S Beghetto; E Gabioud; J Oszust.; D Bran; V Velazco; J Gaitan; J Silenzi; N Echeverría; M De Lucia; D Iurman; J Vanzolini; F Castoldi; J Hormaeche; T Johnson; S Meyer & E. Nkonya. (2015). Economics of Land Degradation in Argentina. In Economic of land degradation and improvement – A global assessment for sustainable development (E. Nkonya, A Mirzabaev and J. von Braun, eds). ISBN 978-3-319-19167-6. Springer open 2016. pp 291-326.
- Wilson M.G; M.C Sasal; A Therburg; J Gaitán; A Aranda Rickert; S Sione; L Bonelli & C. Moscardi. 2016. Índice de calidad expeditiva de suelo (ICES) para monitoreo y evaluación de degradación de tierras. XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Río Cuarto, 27 de junio al 1 de julio de 2016.

C4P147. EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE SUELO Y ESTADO DE EROSION EN SISTEMAS GANADEROS DE MONTE

Wingeyer, Ana B.; Wilson, Marcelo G.; Boffa, Susana; Lezana, Lucrecia; Burns, Jorge; Fonseca, Juan; Gregorutti, Viviana C.; Eclesia Roxana, P. y Kemerer Alejandra

Estación Experimental Agropecuaria Paraná, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Ruta Prov. 11 km 12,5. Oro Verde, Entre Ríos. Argentina. wingeyer.ana@inta.gob.ar

RESUMEN

La metodología de Índice de Calidad Expeditivo de Suelos (ICES) desarrollada por el Observatorio de Degradación de Tierras permite hacer un relevamiento rápido del estado de conservación del suelo y del potencial de erosión. El índice está basado en los métodos de FAO y de estimación visual de la calidad de la estructura de Ball y colaboradores. El objetivo de este trabajo fue emplear la metodología de ICES para relevar la calidad de suelos y el estado de erosión en campos ganaderos del espinal entrerriano en relación al orden de suelo, la estructura de la vegetación y accesibilidad animal. Se relevaron 6 establecimientos ganaderos en el departamento de La Paz, Entre Ríos y 12 establecimientos ganaderos en el departamento de Feliciano, Entre Ríos. En cada establecimiento se seleccionaron 6 sitios donde se relevó la estructura de la vegetación, la accesibilidad para el ganado, la topografía y el relieve. En cada sitio se relevó las características de la superficie del suelo de acuerdo a la metodología descripta por Wilson y colaboradores. Los ocho indicadores de calidad de suelo utilizados fueron limitación a la profundidad efectiva, profundidad del horizonte A, cobertura de mantillo/rastrojo, % costras biológicas y/o físicas, abundancia de raíces y tres características del estado de la estructura: tamaño de agregados, facilidad de la ruptura y porosidad visible. Asimismo se relevó la presencia y tipo de erosión presente, el estado, extensión y severidad de la misma. Del total de los sitios evaluados, 81% correspondió a monte, 11% a renoval, y el resto a pastizal. El 76% de los sitios presentó alta accesibilidad para el ganado, y el 11% presentó baja accesibilidad. El ICES varió entre 11 (baja calidad de suelo) y 25 (muy alta calidad de suelo), con un promedio de 19,1 (media calidad de suelo). La clase de erosión varió de 0 (muy baja) a 12 (severa). En general, el menor enmalezamiento del monte con espinillo, caraguata, chilca, se asocia a mayor calidad de suelo y a clases de erosión muy baja (0-1) a baja (2-5).

Palabras clave: Indice de Calidad Expeditiva de Suelos, Accesibilidad, Intensidad de Pastoreo

C4P148. DISTRIBUCION DE FRACCIONES ORGANICAS DE FOSFORO EN SUELOS AGRICOLAS Y PRISTINOS DEL SUDESTE BONAERENSE

Wyngaard, Nicolas; Ferreyra, Alberto; Eyherabide, Mercedes; Calandroni, Mirta B. y Sainz Rozas, Hernán R.

CONICET, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Ruta 226 km 73.5. Balcarce. Buenos Aires. Argentina. wyngaard.nicolas@inta.gob.ar

RESUMEN

En el sudeste bonaerense, el cambio en el uso del suelo (de prístino a uso agrícola) ha generado mermas en el contenido de materia orgánica (MO) de los suelos, lo que pudo también haber afectado a las fracciones orgánicas de fosforo (P). El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del cambio de uso del suelo sobre el contenido de P orgánico (P_o) en el total del suelo y en su fracción gruesa (FG) (> 53 µm). En cada punto de muestreo (n = 37) se tomaron dos muestras compuestas representativas de un lote agrícola y una de un suelo prístino, en las que se determinó pH, contenido MO, P Bray (P-Bray), y P total (P_t), P inorgánico (P_i) y P_o en el total del suelo y en la FG. Los valores de P-Bray variaron entre 13 y 43 mg kg^{-1} en suelos agrícolas y entre 19 y 147 mg kg^{-1} en suelos prístinos. La media de P-Bray fue superior (p = 0,0182) en los suelos prístinos (31,2 mg kg^{-1}) en comparación a los agrícolas (17.2 mg kg^{-1}). Esto contradice lo esperado. El contenido de P_t varió entre 303 y 781 mg kg^{-1}. El P_o representó entre 57 y 79 % del Pt. El P_o-FG representó del 31 al 81% del P_t-FG, denotando una mayor variabilidad de la relación Po / P-total en la FG que en el total del suelo. El contenido de P_o varió entre Partidos y usos de suelo, siendo superior en suelos prístinos (+ 7%). Sin embargo, y contradiciendo lo esperado, P_o-FG no fue sensible a estos cambios debido a su elevada variabilidad. Finalmente, se desarrollaron mapas del sudeste bonaerense que representan la distribución del P_o en suelos agrícolas y prístinos, pero esto no fue posible para la variable P_o-FG.

Palabras claves: fracción gruesa, fosforo orgánico

INTRODUCCIÓN

El método de diagnóstico Bray-1 no considera el fósforo orgánico del suelo (P_o), donde se encuentra hasta el 80% del P total (Kellogg *et al.*, 2006) sino solo el P inorgánico (P_i) en solución y el P_i débilmente asociado a Fe, Al y Ca (Bray & Kurtz, 1945). Al no contemplar el pool orgánico de P ni su potencial mineralización, la precisión del diagnóstico de la disponibilidad de P para los cultivos puede verse reducida (Salas *et al*., 2003). Es por este motivo que muchas veces no se observa respuesta del rendimiento de los cultivos a la fertilización fosforada en suelos con bajos niveles de P-Bray pero con alto contenido de materia orgánica (MO) (Heckman *et al*., 2006). De esta manera, el desarrollo y calibración de métodos de diagnóstico que contemplen al P_o permitiría definir con mayor exactitud la oferta de nutrientes desde el suelo y la dosis óptima de fertilizante a aplicar en el cultivo (Zebarth *et al*., 2009). Esto contribuiría a reducir costo económico y ambiental de la práctica de fertilización.

No obstante, debe tenerse en cuenta que la MO del suelo está compuesta por materiales de diferente labilidad según su grado de protección bioquímica y física (Six *et al*., 2002). Así, un mayor contenido de P_o no implica necesariamente una mayor disponibilidad de P para los cultivos, ya que esta dependerá de la tasa de mineralización del pool orgánico. Si bien no existen estimadores no-isotópicos de la tasa de mineralización de P del suelo, Ciampitti *et al*. (2011) sugirieron que el contenido de P total (P_t) en la fracción gruesa del suelo (FG) (>53 µm) está relacionado con la mineralización de P. Los autores fundamentaron esta hipótesis en la estrecha asociación existente entre la concentración de P_t-FG en el suelo y la acumulación de P en plantas de maíz. Wyngaard *et al*. (2016) recientemente demostraron que el contenido de P orgánico (P_o) en la fracción gruesa del suelo, no así el contenido de P_t-FG, está asociado a la tasa de mineralización medida a través del método isotópico. Estos autores sugirieron que P_o-FG sería una herramienta útil para discriminar suelos con diferente potencial de mineralización de P. Además, la FG del suelo tiene una mayor respuesta (cambio en proporción) al manejo que el total del suelo (Janzen *et al*., 1998), por lo que su análisis constituye una herramienta útil para detectar cambios generados por el manejo en el mediano - corto plazo.

Los suelos del sudeste bonaerense se caracterizan por tener un contenido prístino de P-Bray bajo (< 10 mg kg^{-1}) (García *et al*., 2015). Es en este tipo de suelos, con bajo contenido de P extractable y alto contenido de MO, es donde la mineralización de P cobra más relevancia para la nutrición de los cultivos (Thien & Myers, 1992). Sin embargo, debido al balance positivo entre fertilización y remoción de P por los cultivos se ha observado un incremento en el contenido de P extractable en suelos agrícolas de la región (Sainz Rozas *et al*., 2012 a). Por otra parte, se desconoce el efecto que ha

tenido la agricultura sobre el P_o y sus fracciones. La intensificación agrícola y el uso de prácticas de manejo agresivas han provocado una reducción en el contenido de MO del suelo (Sainz Rozas *et al*., 2012 b) asociada a la intensidad de las labranzas (Steinbach & Alvarez, 2006) y a la duración de los ciclos agrícolas (Studdert & Echeverría, 2000), entre otros factores. Esta reducción en el contenido de MO podría generar una merma en el contenido de P_o y con ellos una reducción en el potencial de mineralización de P del suelo. Sin embargo, no existe información zonal suficiente que permita confirmar esta hipótesis, la que podría ser confirmada mediante un relevamiento del contenido de P_o-FG de los suelos.

Debido a la variabilidad del suelo, su relevamiento a través de muestras puntuales requiere del uso de herramientas que permitan estimar el valor que toma una variable en puntos geográficos donde nunca ha sido medida (Heuvelink & Webster, 2001). La geoestadística provee de herramientas que permiten analizar la dependencia espacial del atributo y realizar interpolaciones (Oliver & Webster, 2014). Así, el uso de la geoestadística permitiría describir la variación espacial de P_o y P_o-FG para suelos agrícolas y prístinos, lo que nunca ha sido realizado con anterioridad en el sudeste bonaerense. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del cambio del uso del suelo sobre el contenido de P_o en el total del suelo y en fracciones lábiles.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo y análisis del suelo

El experimento se llevó a cabo en la Unidad Integrada Facultad de Ciencias Agrarias- Estación Experimental Agropecuaria INTA Balcarce. Se trabajó sobre muestras de suelo secas (0 a 20 cm) extraídas en 2010-11 en el sudeste bonaerense (Latitud: -37,1 a -38,5; Longitud: -57,6 a 59,9), abarcando los partidos de Azul, Balcarce, General Alvarado, General Pueyrredón, Lobería, Mar Chiquita, Necochea, Tres Arroyos, San Cayetano, Gonzales Chávez, Benito Juárez y Tandil (Figura 1). En cada punto de muestreo (n = 37) se tomaron dos muestras compuestas representativas de un lote agrícola y dos de un suelo prístino cercano (monte o debajo de un alambrado).

Para caracterizar las muestras, se determinó el pH (relación suelo: agua 1:2,5), el contenido de carbono total (C) (Schlichting *et al*., 1995), el P extractable Bray (Bray & Kurtz, 1945) y la textura (Bouyoucus, 1961). Además, se determinó el contenido de P_t, P_o y P inorgánico (P_i) mediante el método de calcinación (Saunders & Williams, 1955). Las muestras de suelo fueron fraccionadas mediante la técnica de Cambardella & Elliott (1992) modificada por Salas *et al.* (2003), utilizando NaCl 5 mol L^{-1} como dispersante (tres repeticiones). Se utilizó esta concentración debido a que algunas de las muestras prístinas poseían un alto contenido de MO y no eran correctamente dispersadas por NaCl 1 mol L^{-1}. Se fraccionaron 20 g por muestra para obtener una masa significativa de FG que permita los análisis posteriores. La FG resultante fue secada a 60 ^oC, molida, homogeneizada y sobre la misma se determinó el contenido de P_t, P_o y P_i (P_t-FG, P_o-FG y P_i-FG, respectivamente) (Saunders & Williams, 1955) con 3 repeticiones por muestra.

Análisis estadístico y geoestadística

Las diferencias entre los usos del suelo fueron evaluadas por ANOVA empleando el procedimiento SAS PROC ANOVA (SAS Institute Inc., 2013). Cuando las diferencias fueron significativas, la separación de medias fue efectuada según la prueba de diferencias mínimas significativas, a un nivel de significancia del 5%. Se evaluó también la relación entre variables usando el procedimiento SAS PROC CORR (SAS Institute Inc., 2013).

Se elaboraron productos cartográficos para exponer la distribución de P_o y P_o-FG en suelos de la región pampeana bajo condiciones prístinas y laboreadas, respectivamente, en el territorio analizado. Se realizó el análisis exploratorio de los datos a fin de comprobar el cumplimiento de los requisitos establecidos para el análisis geoestadístico de los mismos (Olea, 2009). Para esto se analizó la distribución de frecuencias y la existencia de tendencias espaciales de los datos. La interpolación se realizó mediante krigeado ordinario (Isaaks & Srivastava, 1989) mediante el empleo de GSLIB (Deusch & Journel, 1998). Los resultados fueron procesados mediante Quantum Gis (Qgis Development Team, 2009) a fin de obtener los productos cartográficos finales.

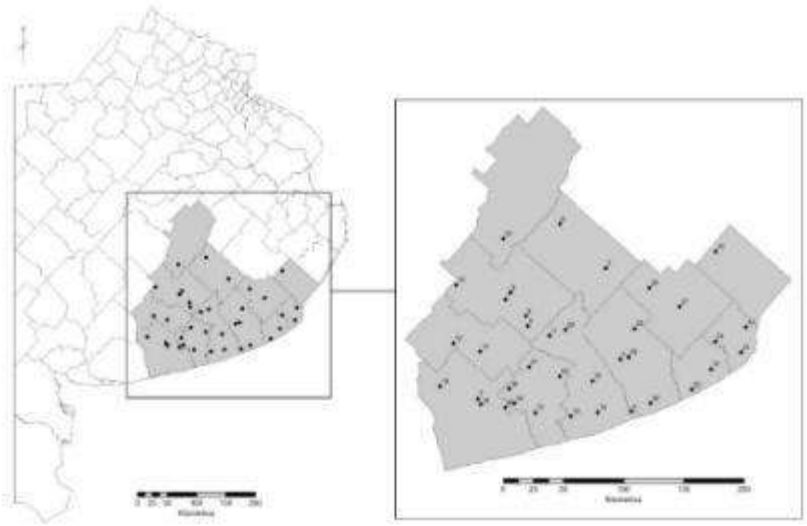


Figura 1: Ubicación de los sitios de muestreo

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización de las muestras de suelo

El rango observado de las variables edáficas evaluadas fue amplio (Tabla 1). El porcentaje de arena varió entre 31 y 67%, mientras que el de arcilla entre 10 y 38%. Los valores de P-Bray variaron entre 13 y 43 mg kg^{-1} en suelos agrícolas y entre 19 y 147 mg kg^{-1} en suelos prístinos. La media de P-Bray fue superior (p = 0,0182) en los suelos prístinos (31,2 mg kg^{-1}) en comparación a los agrícolas (17,2 mg kg^{-1}). Esto contradice el concepto de que los suelos del sudeste bonaerense poseen valores de P disponible bajos (<10 mg kg^{-1}) debido a la composición del material madre del que derivan (Darwich, 1983; Sainz Rozas *et al.*, 2012 a). Los elevados valores de P-Bray en suelos prístinos, aunque inesperados, han sido observados en muchas muestras del análisis zonal realizado por estos autores. Una posible explicación de este fenómeno es que los suelos muestreados como prístinos hayan tenido algún manejo que pueda incrementar el contenido de P (fertilización, implantación de montes, etc.). Sin embargo, un balance positivo de P que resulta en un incremento en el contenido de P-Bray, no necesariamente resulta en un incremento en el contenido de las fracciones orgánicas de P (Wyngaard *et al.*, 2013).

Tabla 1: variables edáficas descriptivas

Suelo	pH	Arena	Arcilla	Limo	P-Bray	MO
		----------g 100 g^{-1} ----------			Mg kg^{-1}	G 100 g^{-1}
Agrícola	6,4 ± 0,3	41,2 ± 10,1	22,6 ± 6,5	36,2 ± 5,3	17,7 ± 5,2	5,0 ± 0,7
Prístino	6,7 ± 0,4	42,3 ± 7,9	23,8 ± 4,9	34,0 ± 7,0	48,9 ± 34,3	6,3 ± 0,9

Por otra parte, el contenido de MO de los suelos varió entre 29 y 65 g kg^{-1} en suelos agrícolas y entre 43 y 85 g kg^{-1} en suelos prístinos. La media del contenido de MO de los suelos fue superior en los suelos prístinos (62,1 g kg^{-1}) que en los agrícolas (50,1 g kg^{-1}) (p<0,001). Estos valores coinciden con los reportados por Sainz Rozas *et al*. (2012 b). Es esperable que la disminución en el contenido de MO en el suelo derive en una disminución en el contenido de fracciones orgánicas de P como fue observado por Wyngaard *et al*. (2013).

El contenido de P_t varió entre 303 y 781 mg kg^{-1}. Los valores de P_t están dentro del rango de 120 a 1200 mg kg^{-1} descripto para suelos de la región pampeana (Navarro, 1973; Morras, 1996). El P_o representó entre 57 y 79 % del Pt, lo que se corresponde con los valores determinados por Picone *et al*. (2003) para la zona estudiada. Por su parte, los valores de P_t-FG (29 a 138 mg kg^{-1}) fueron similares a los determinados por Appelhans *et al*. (2016) en el norte de la región pampeana (19,3 a 171 mg P kg^{-1}). El P_o-FG represento del 31 al 81% del P_t-FG, denotando una mayor variabilidad de la relación P-orgánico / P-total en la FG que en el total del suelo.

Como fuera descripto por Condron *et al*. (2005), se observó una clara relación entre la MO y el P_o-suelo (R^2=0,57; p < 0,001). Por el contrario, aunque la relación entre la MO y P_o-FG fue significativa, su coeficiente de determinación fue intermedio (R^2=0,57; p < 0,001). El hecho de que el ajuste de P_o-suelo con MO sea mejor que el observado con P_o-FG indica que el tamaño de esta última fracción no es necesariamente proporcional al de P_o-suelo. Esto se confirmó al asociar estas dos variables (R^2=0,26; p < 0.001) y se debe a que el P_o-FG representa una pequeña fracción del P_o-suelo (aproximadamente solo el 10%), cuyo comportamiento no está necesariamente relacionado a P_o-suelo.

Comparación de formas orgánicas de P entre usos de suelo

El análisis estadístico demostró que el uso agrícola del suelo modificó todas las fracciones de P analizadas en el suelo sin fraccionar (Tabla 2). En los suelos agrícolas se observó una disminución del P_t de 22% respecto al suelo prístino. Respecto a los componentes del P_t, esta disminución fue de 46% del P_i y 17% del P_o. Trabajos previos han descripto caídas del P_o debido a su uso agrícola de hasta un 80% con respecto a los valores de un suelo virgen (Condron *et al*., 2001).

Tabla 2. Comparación de medias para el contenido de P inorgánico (P_i), orgánico (P_o) y total (P_t) en el suelo y en la fracción gruesa para diferentes partidos del sudeste bonaerense bajo dos usos: agrícola o prístino.

Manejo	Suelo			Fracción gruesa		
	P_i	P_o	P_t	P_i	P_o	P_t
	---------- mg kg^{-1} ----------			---------- mg kg^{-1} ----------		
Agrícola	94.6	317.3	413.2	19.5	33.5	52.9
Prístino	174.5	339,6	515.0	43.0	38.6	80.1
p-valor	0,0192	0,0112	0,0023	0,0250	0,1304	0,019

Con respecto a la FG, se observó una disminución en el contenido de P_t-FG en los suelos agrícolas (Tabla 2), que fue explicada principalmente por una merma en los contenidos de P_i-FG y no en P_o-FG. Esto contradice lo esperado, ya que la FG es más dinámica y más sensible al manejo que el suelo sin fraccionar (Janzen *et al*., 1998). Esto puede deberse en parte a la gran variabilidad observada: el coeficiente de variación dentro de los sitios de muestreo fue en promedio 47% para P_i-FG, 25% para P_o-FG y 35% para P_t-FG. El aumento de la variabilidad al analizar la FG puede deberse en parte a la mayor variabilidad espacial de esta fracción, aunque también a la variabilidad experimental de las mediciones en la FG.

Se desarrolló una representación cartográfica de la distribución del contenido de P_o para suelos prístinos y agrícolas del sudeste de la región pampeana (Figuras 2 A y B, respectivamente). Pudo observarse que en ambos casos hay una tendencia decreciente de este a oeste. Sin embargo, en suelos agrícolas se observa que la frontera de las zonas con menos P_o se ha extendido más hacia el este. Así, por ejemplo, puede observarse que los suelos agrícolas del Partido de Lobería, que poseían originalmente valores altos de P_o, comenzaron a presentar también valores medios. De la misma manera, en los suelos de Tres Arroyos se observan zonas con bajo contenido de P_o (150 a 200 mg kg^{-1}), rango que no es observado en suelos prístinos de la zona estudiada.

La validación de los datos estimados por el modelo cartográfico y los valores utilizados para realizarlo demostró una relación significativa entre ambos sets de datos para los suelos prístinos (p < 0,001; R^2 = 0,4) y agrícolas (p < 0,001; R^2 = 0,4). Para estos suelos, el error estándar medio fue de 59 y 62 mg kg^{-1}, lo que representa un 17% y 21% de la media para P_o en suelos prístinos y agrícolas, respectivamente. Respecto a P_o-FG, la validación de los modelos cartográficos demostró que los valores predichos no se ajustan a los estimados en los suelos prístinos ni en los agrícolas (p = 0,333 y p = 0,073). Por este motivo no se presentan los materiales cartográficos desarrollados tras el análisis geoestadístico para esta variable. Aunque trabajos previos han demostrado que Po-FG es una variable sensible al manejo y a la ubicación geográfica (Suñer *et al*., 2001; Wyngaard *et al*., 2013; 2015), en el presente trabajo de tesis se observa que la variabilidad espacial de P_o-FG es tan alta que no permite ni la comparación entre usos de suelo ni entre partidos a la densidad de muestreo utilizada. Por tal motivo, para futuros estudios se aconseja aumentar la frecuencia espacial de muestreo.

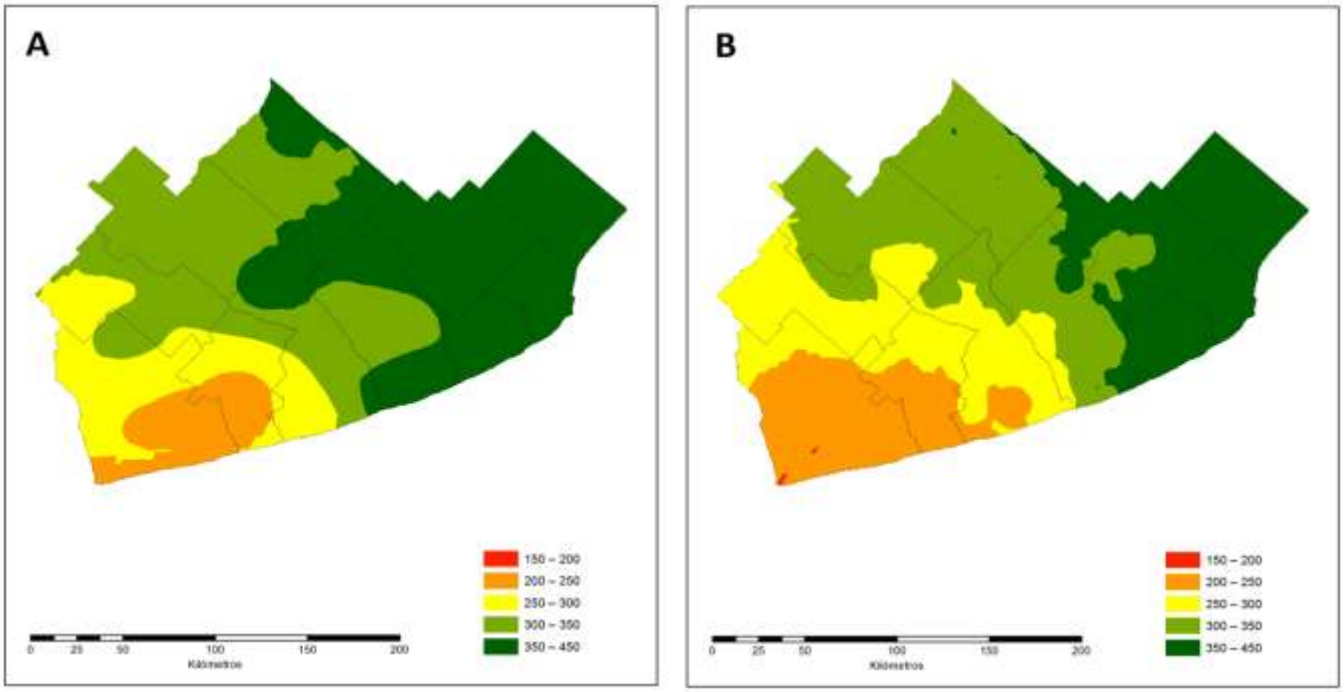


Figura 2: Representación cartográfica de la distribución del contenido de P orgánico en suelos prístinos (A) y agrícolas (B) del sudeste bonaerense.

CONCLUSIONES

En el sudeste bonaerense, la reducción en el contenido de MO de los suelos causada por el uso de la agricultura agricultura fue acompañada de una reducción promedio de 7% en el contenido de P_o. El contenido de P_o pudo ser representado cartográficamente, mostrando un gradiente creciente de oeste a este y menores valores en suelos agrícolas que prístinos. El contenido de P_o-FG no fue sensible para detectar diferencias entre suelo agrícola y prístino, debido a su alta variabilidad espacial.

BIBLIOGRAFÍA

- Appelhans, SC; RJ Melchiori; PA Barbagelata & LE Novelli. 2016. Assessing organic phosphorus contributions for predicting soybean response to fertilization. Soil Sci. Soc. Sci. Am. 80 :1688-1697.
- Bouyoucus, GJ. 1961. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. Agron. J. 54:464-465.
- Bray, RH & L Kurtz 1945. Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. Soil Sci. 59: 39-46.
- Cambardella, C & E Elliot. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J. 56: 777-783.
- Ciampitti, IA; FO García; LI Picone & G Rubio. 2011. Soil carbon and phosphorus pools in field crop rotations in Pampean soils of Argentina. Soil Sci. Soc. Am. J. 75: 616-625.
- Condron, LM; E Frossard; H Tiessen; RH Newman & JWB Stewart. 2001. Chemical nature of organic phosphorus in cultivated and uncultivates soils under different environmental conditions. J. Soil Sci. 41:41-50.
- Condron, ML; BL Turner & BJ Cade-Menun. 2005. Chemistry and Dynamics of Soil Organic Phosphorus.En: Sims, JT & AN Sharpley (Eds.). Phosphorus Agriculture and the Envyroment. Soil Science Society of America, Inc. Madison, WI, EEUU. Pp. 87-121.
- Darwich, N. 1983. Niveles de fósforo disponible en suelos pampeanos. IDIA 409-412: 1-5. INTA. Buenos Aires, Argentina.
- Deusch, CV & AG Journel. 1998. GSLIB. Geostatistical Software Library and User's Guide. Second. Edition. Oxford University Press
- García, OG; LI Picone & IA Ciampitti. 2015. Fósforo. Pp. 229-264. En: Echeverría, HE & FO García (Eds.). Fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. Editorial INTA, Buenos Aires, Argentina.

- Heckman, JR; W Jokela; T Morris; DB Beegle; JT Sims; JG Coale; S Herbert; T Griffin; T Hoskins; J Jemison; WM Sullivan; D Bhumbla; G Estes & WS Reid. 2006. Soil test calibration for predicting corn response to phosphorus in the northeast USA. Soil Sci. Soc. Am. J. 90:280-288.
- Heuvelink, GBM & R Webster. 2001. Modelling soil variation: past, present, and future. Geoderma 100:269-301.
- Isaaks, EH & RM Srivastava. 1989. An Introduction to Applied Geostatistics. Oxford University Press, New York.
- Jansen, H; C Campbell; R Izaurralde; B Ellert; N Juma & W McGill. 1998. Management effects on soil C storage on the Canadian prairies. Soil Till. Res. 47: 181-195.
- Kellogg, LE; SD Bridgham & D Lopez-Hernandez. 2006. A Comparison of Four Methods of Measuring Gross Phosphorus Mineralization. Soil Sci. Soc. Am. J. 70: 1349-1358.
- Morras, H. 1996. Influencias litológicas y climáticas en los contenidos de fósforo en los suelos pampeanos. Actas XIII Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo (en CD). Aguas Lindoia, Brasil.
- Navarro, CA. 1973. Contribution a l' etude de la mineralisation du phosphore organique dans des sols argentins et belges. Etude des systemes phosphoatiques de ces sols. These doctorale. Faculte des Sciences Agronomiques de l'Etat Gembloux. Belgica. 206 p.
- Olea, RA. 2009, A practical primer on geostatistics: U.S. Geological Survey, OpenFile Report 2009-1103, 346 p.
- Oliver, MA & R Webster. 2014. A tutorial guide to geostatistics: computing and modelling variograms and kriging. Catena, 113:56-69.
- Picone, LI; EC Zamuner; HE Echeverria & MA Marino. 2003. Phosphorus transformations as affected by sampling date, fertilizer rate and phosphorus uptake in soil under a pasture. Nutr. Cycl. Agroecosys. 65:225-232.
- QGIS Development Team. 2009. Quantum Gis Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. URL http//gis.osgeo.org.
- Sainz Rozas, HR; HE Echeverria & HP Angelini. 2012 a. Fósforo disponible en suelos agrícolas de la region pampeana y extrampeana argentina. Revista de Investigaciones Agropecuarias 36:33-39.
- Sainz Rozas, HR; HE Echeverria & HP Angelini. 2012 b. Niveles de carbono orgánico y pH en suelos de la region pampeana y extrampeana argentina. Ciencia del suelo 29:29-37.
- Salas, A; E Elliott; D Westfall; C Cole and J Six. 2003. The role of particulate organic matter in phosphorus cycling. Soil Sci. Soc. Am. J. 67: 181-189.
- SAS Institute Inc. 2013. SAS® 9.4 In-Database Products: User's Guide, Third Edition. Cary, NC: SAS Institute Inc.
- Saunders, W & E Williams. 1955. Observations on the determination of total organic phosphorus in soils. J. Soil Sci. 6: 254-267.
- Schilichtning, E; HP Blume & K Stahr. 1995. Bodenkundliches Praktikum, Hamburg, Germany.
- Shapiro, SS & MB Wilk. 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples). Biometrika 591e611.
- Six, J ; RT Conant ; EA Paul & K Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. Plant Soil. 241: 155–176.
- Steinbach, HS & R Alvarez, R. 2006. Changes in soil organic carbon contents and nitrous oxide emissions after introduction of no-till in Pampean agroecosystems. J. Environ. Qual. 35: 3-13.
- Studdert, GA & HE Echeverria. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. Soil Sci. Soc. Am. J. 64: 1496-1503.
- Suñer, LG; JA Galantini; RA Rosell & MD Chamadoira. 2001. Cambios en el contenido de fósforo en suelos de la región semiárida pampeana cultivados con trigo. Rev. Fac. Agron. La Plata 104:113-119.
- Thien, SJ & R Myers. 1992. Determination of bioavailable phosphorus in soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 56:814-818.
- Wyngaard, N; A Vidaurreta; HE Echeverria & LI Picone. 2013. Dynamics of phosphorus and carbon in the soil particulate fraction under different management practices. Soil Science Society of America Journal 77:1584-1590.
- Wyngaard, N; ML Cabrera; KA Jarosch & EK Bünemann. 2016. Phosphorus in the coarse soil fraction is related to soil organic phosphorus mineralization measured by isotopic dilution. Soil Biol. Biochem. 96: 107-118.
- Zebarth, B.; C Drury; N Tremblay & A Cambouris. 2009. Opportunities for improved fertilizer nitrogen management in production of arable crops in eastern Canada: A review. Can. J. Soil Sci. 89: 113-132.

C4P149. DISTRIBUCION DE FRACCIONES ORGANICAS DE NITROGENO EN SUELOS AGRICOLAS Y PRISTINOS DE LA REGION PAMPENA

Wyngaard, Nicolas; Erdociain, Mariano; Carciochi, Walter; Eyherabide, Mercedes; Puricelli, Marino; Calandroni, Mirta B. y Sainz Rozas, Hernán R.

CONICET, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Ruta 226 km 73.5. Balcarce. Buenos Aires. Argentina. wyngaard.nicolas@inta.gob.ar

RESUMEN

En la región pampeana, el cambio en el uso del suelo ha generado mermas en el contenido de materia orgánica de los suelos, lo que puede también afectar a las fracciones orgánicas de nitrógeno (N) y al potencial de mineralización de N del suelo. El objetivo de este trabajo fue caracterizar los cambios generados por la "agriculturización" de la región pampeana sobre fracciones orgánicas de N en el suelo. Se trabajó con muestras compuestas de suelo (0-20 cm) extraídas en 2010 y 2011 de 200 sitios georreferenciados distribuidos en la región pampeana. En cada sitio de muestreo se extrajeron muestras de un suelo agrícola y un suelo prístino. En estas muestras se determinó el contenido de carbono orgánico total (COT), N orgánico (N_{org}), N orgánico en la fracción gruesa del suelo (N-FG) y nitrógeno incubado en anaerobiosis (N_{an}). Se observó una reducción en el contenido de COT y N_{org} de los suelos bajo agricultura respecto a los suelos prístinos (-25% y -20%, respectivamente). El porcentaje del N_{org} representado por N-FG fue en promedio 14 % para suelos agrícolas y 19 % para suelos prístinos. El porcentaje de pérdida de N-FG (-42%) fue más del doble del observado en N_{org}. La relación entre N-FG y COT o N_{org} fue significativa ($p < 0,001$) en ambos casos, aunque el coeficiente de ajuste fue bajo. Por su parte, se observó una reducción en N_{an} en los suelos agrícolas, cuya magnitud (-38%) es similar a la caída de N-FG. Si bien la relación entre N_{an} y N-FG fue significativa ($p < 0,001$), el coeficiente de determinación de esta relación fue bajo. Finalmente, con la información obtenida, se desarrollaron mapas que presentan la distribución de tres fracciones orgánicas de N en la región pampeana, en suelos agrícolas y prístinos.

Palabras clave: incubación anaeróbica; fracción gruesa; agriculturización

INTRODUCCIÓN

La región pampeana argentina (30-40°S y 57-66°O) es una de las mayores áreas productoras de granos del mundo. Originalmente, esta región estaba poblada por pastizales naturales, los cuales fueron modificados y utilizados para la ganadería desde principios del siglo XVI (Baez, 1994). Sin embargo, durante los últimos 40 años la región pampeana experimento un proceso de "agriculturización" caracterizado por un fuerte aumento en el área dedicada a la agricultura y un uso intensivo de tecnología y recursos (Viglizo *et al*., 2001). La "agriculturización" es un caso particular de cambio en el uso de la tierra (Paruelo *et al*., 2006). Esta intensificación de la agricultura ha derivado en una reducción en el contenido de materia orgánica (MO) de los suelos de la región pampeana (Sainz Rozas *et al*., 2011).

La MO está compuesta por materiales de diferente labilidad, según su composición química y su asociación con los minerales del suelo (Six *et al*., 2002). De esta manera, es común la separación de la MO en fracciones con distintos comportamiento y funciones en el suelo. La técnica propuesta por Cambardella & Elliot (1992) se basa en el fraccionamiento físico del suelo según su tamaño de partícula en su fracción gruesa (FG) y la asociada a los minerales. La primera se caracteriza por tener un tamaño superior a 53 µm y está compuesta por arena y residuos orgánicos en un estado incipiente de degradación (Gregorich & Janzen, 1996). La FG posee una mayor respuesta a los cambios provocados por el manejo y, por su alta velocidad de ciclado, está estrechamente asociada a la mineralización de nutrientes (Janzen *et al*., 1998). De esta manera, es esperable que los cambios generados por la "agriculturización" afecten en mayor medida a la FG de la MO.

El nitrógeno (N) es el nutriente que con mayor frecuencia limita los sistemas agrícolas (Havlin *et al*., 2005), y más del 90% del mismo se encuentra en la MO del suelo (Kellog *et al*., 2006). Por este motivo, toda práctica de manejo que afecte el contenido de MO también afectara el contenido de N y el potencial de mineralización de N. Si bien existen diversos métodos químicos y biológicos para estimar el potencial de mineralización de N de un suelo (Schomberg *et al*., 2009), el método descripto por Keeney (1982) ha demostrado ser simple, preciso y rápido, y por lo tanto es adecuado para su uso en laboratorios de servicio (Soon *et al*., 2007). Este método se basa en la incubación de muestras en condiciones de anaerobiosis por 7 días (N_{an}), y está altamente correlacionado con el N potencialmente mineralizable determinado mediante incubaciones aeróbicas de largo plazo (Soon *et al*., 2007; Schomberg *et al*., 2009).

El suelo es un medio espacialmente variable y usualmente la información proviene de muestras puntuales, brindando una imagen incompleta de la realidad que se analiza (Heuvelink & Webster, 2001). Su expresión cartográfica requiere de la aplicación de técnicas de interpolación, permitiendo estimar valores en localidades donde no se tomaron muestras. Si bien la variación espacial de la MO (Sainz Rozas *et al*., 2011) y N_{an} en parte la región pampeana ha sido analizada geostadisticamente (Reussi Calvo *et al*., 2014), no existen estudios científicos que mapeen la distribución de otras variables como el N orgánico (N_{org}) y N en la FG (N-FG), o que separen el análisis entre suelos agrícolas y prístinos. Esto último permitiría obtener una representación gráfica de los procesos de degradación que han sufrido los suelos de la región debido al cambio en el uso del suelo. El objetivo de este trabajo fue caracterizar a través de mapas los cambios generados por la "agriculturización" de la región pampeana sobre fracciones orgánicas de N en el suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo de suelos y determinaciones analíticas

Se trabajó con muestras compuestas de suelo (0-20 cm) extraídas en 2010 y 2011 de 200 sitios georreferenciados distribuidos en la región pampeana (Latitud: 33° 23' S a 38° 47' S; Longitud: 57° 36' O a 63° 23' O). En cada sitio de muestreo se extrajeron muestras de un suelo agrícola y un suelo prístino de la misma serie de suelo. Se consideró suelo prístino al obtenido debajo de los alambrados, en montes o pastizales naturales. Las muestras fueron secadas al aire, molidas y tamizadas por 2 mm. Además, las muestras fueron fraccionadas para obtener la FG del suelo (Cambardella & Elliot, 1992). Para ello, 20 g de suelo fueron agitados durante 16 h junto con una solución 5M de NaCl, y la suspensión resultante fue luego tamizada en húmedo a través de un tamiz de 53 µm. La masa remanente sobre el tamiz (FG) fue secada a 60°C y homogeneizada utilizando un mortero.

Se determinó el contenido de N total en el suelo sin fraccionar y en la FG por digestión húmeda Kjeldahl (Bremner & Mulvaney, 1982). Brevemente, se pesó 0,05 gramos de suelo y 0,05 gramos de reactivo catalizador (Se + $CuSO_4.5H_20$ + K_2SO_4) y se les agrego ácido sulfúrico 0,005N. Las muestras fueron luego digeridas a 350° por aproximadamente 2 horas. El contenido de N en el digesto fue luego determinado por destilación por arrastre de vapor. El contenido de N inorgánico (NH_4^+ + NO_3^-) se determinó mediante destilación por arrastre de vapor en presencia de MgO y aleación Devarda (Bremner & Keeney, 1965). La diferencia entre el N total y el inorgánico en el total del suelo y en la fracción gruesa resultó en N_{org} y N-FG, respectivamente. Además, se determinó el contenido de C orgánico total (COT) según la técnica propuesta por Schlichting *et al.* (1995).

Se estimó el potencial de mineralización de N de cada muestra mediante el método N_{an} (Wating & Bremner, 1964) en las muestras sin fraccionar. Para ello, se colocó 10 g de suelo en un tubo de vidrio con cierra a rosca lleno con agua. Los tubos fueron incubados por 7 días a 40°C. Después del periodo de incubación, el suelo y el sobrenadante fueron extraídos con KCl 4M y su contenido de N-NH_4^+ fue cuantificado mediante destilación por arrastre de vapor.

Se evaluó el efecto del uso del suelo (agrícola y prístino) sobre las variables analizadas mediante ANOVA, utilizando el protocolo SAS/Mixed (SAS Institute Inc., 2013) con un nivel de significación establecido del 5%. Además, se realizaron análisis estadísticos de regresión para establecer la relación entre variables (SAS Institute Inc, 2013).

Análisis estadístico y geoestadístico

A partir de los resultados analíticos se elaboraron productos cartográficos en los cuales se expuso la distribución de los resultados en condiciones prístinas y laboreadas, respectivamente. Primero, se realizó el análisis exploratorio de los datos a fin de comprobar el cumplimiento de los requisitos establecidos para el análisis geoestadístico de los datos (Olea, 2009). La variabilidad en la distribución espacial de los datos fue analizada mediante semivariogramas. Cada uno de los semivariogramas experimentales fueron ajustados al modelo exponencial. La bondad del ajuste de los semivariogramas experimentales al modelo se expresó mediante el coeficiente de correlación (Montgomery *et al*., 1996).

Posteriormente, la interpolación se realizó mediante krigeado ordinario (Isaaks & Srivastava, 1989) mediante el empleo de las rutinas GSLIB (Deusch & Journel, 1998). Los resultados fueron corroborados mediante la validación cruzada del resultado del krigeado (Isaaks & Srivastava, 1989). Finalmente, se analizó la distribución de frecuencias de los residuales obtenidos en la validación cruzada. Los resultados del krigeado fueron aceptados en función de que los residuales no mostraran grandes asimetrías en su distribución de frecuencias respecto a un valor central cercano al cero.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Comparación de fracciones orgánicas N entre suelos agrícolas y prístinos

Se observó una reducción en el contenido de COT de los suelos bajo agricultura respecto a los suelos prístino (-25%, Tabla 1). El mal manejo de residuos, fertilización y labranzas, junto con el uso de labranzas agresivas son las principales prácticas de manejo que aceleran la perdida de C desde suelos agrícolas (Studdert & Echeverría, 2000; Steinbach & Álvarez, 2005). Esta de reducción del COT en suelos agrícolas para la región pampeana ya fue descripto por Sainz Rozas *et al*. (2011), y se asoció con una caída del 20% en el contenido de N_{org} (Tabla 1).

Tabla 1: Comparación de medias para el contenido de C orgánico total (COT), N orgánico total (N_{org}), N en la fracción gruesa del suelo (N-FG) y N incubado en anaerobiosis (N_{an}), para suelos con uso agrícola o prístino.

	COT			**N_{org}**			**N-FG**			**N_{an}**		
	---------- g*kg^{-1} ----------			---------- g*kg^{-1} ----------			---------- g*kg^{-1} ----------			---------- mg*kg^{-1} ---------		
	Promedio	Máx.	Mín.	Promedio	Máx.	Mín.	Promedio	Máx.	Mín.	Promedio	Máx.	Mín.
Agrícola	19	38	06	1,79	3,4	0,6	0,25	0,78	0,02	70,7	150	22
Prístinos	26	49	07	2,26	4,6	0,5	0,43	0,96	0,01	114,3	229	18
p-valor	<0,001			<0,001			<0,001			<0,001		

El porcentaje del N_{org} representado por N-FG fue en promedio 14 % para suelos agrícolas y 19 % para suelos prístinos (Tabla 1). Estos valores son similares a los observados por Martínez (2015) para suelos del sur de la Provincia de Bs.As. El contenido N-FG fue inferior en suelos agrícolas respecto a los prístinos. Sin embargo, el porcentaje de perdida (-42%) fue más del doble del observado en N_{org} (-20%) (Tabla 1). Esto valida lo afirmado en la hipótesis 1, que establecía que, en la región pampeana, la "agriculturización" redujo N-FG en mayor magnitud que el N_{org}. La mayor caída de N-FG respecto a N_{org} se basa en el hecho de que la FG tiene una tasa de ciclado más rápida, y por lo tanto es considerada un indicador rápido del manejo sobre la calidad del suelo (Janzen *et al*., 1998). La relación entre N-FG y COT o N_{org} fue significativa ($p < 0,001$ en ambos casos) aunque el coeficiente de ajuste fue bajo. Esto es lógico si se considera que la relación C:N del total del suelo es diferente, y de mayor magnitud, a la de la fracción lábil (Fabrizzi *et al.*, 2003).

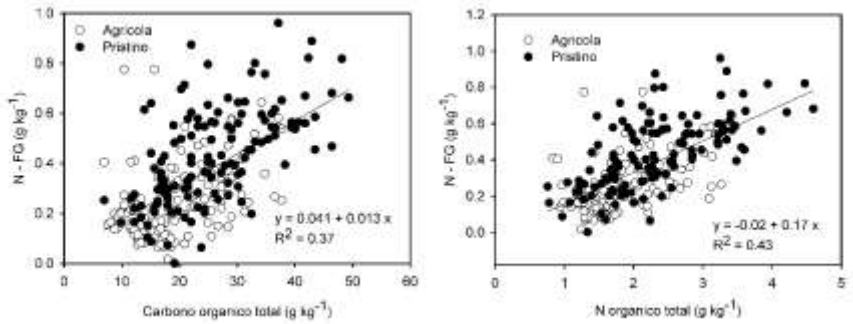


Figura 3: Relación entre contenido de C orgánico o N orgánico total con N total en la fracción gruesa del suelo (>53 µm) (N-FG)

Por su parte, también se observó una reducción en N_{an} en los suelos agrícolas, cuya magnitud (-38%), al igual que para N-FG, fue mayor a la observada para N_{org} (Tabla 1). Esto se debe a que si bien N_{an} se asocia a COT y N_{org} (Figuras 4) los cambios generados por las prácticas de manejo son evidenciados más rápidamente en N_{an} respecto a otras variables edáficas (Soon *et al*., 2007; García *et al*., 2016). Aunque la asociación entre COT o N_{org} y N_{an} fue significativa ($p<0,001$ en ambos casos) el coeficiente de determinación fue menor al 50%. Esta tendencia indica que el potencial de mineralización de N para los suelos de la región no puede ser estimado a partir de la fracción total de C o N orgánicos (COT y N_{org}, respectivamente) sino a partir de su fracción lábil.

Si bien la relación entre N_{an} y N-FG fue significativa ($p < 0,001$), el coeficiente de determinación de esta relación fue bajo ($R^2 = 0,35$). Wyngaard (2015) determinó una relación más estrecha entre estas variables ($R^2 = 0.83$), pero utilizando solo 4 suelos con tratamientos de fertilización contrastantes. A su vez, Schomberg *et al*. (2009) determinó una relación de $R^2 = 0.88$ entre estas variables trabajando en suelos de Georgia, EEUU, pero sobre un rango de valores de N_{an} más estrecho al evaluado en el presente trabajo (4 a 115 mg kg^{-1} vs. 18 a 229 mg kg^{-1}). Por su parte, Martínez (2015)

observó que la relación entre N-FG y N_{an} no siempre es significativa, y depende de la profundidad de muestreo y del sistema de labranza utilizado.

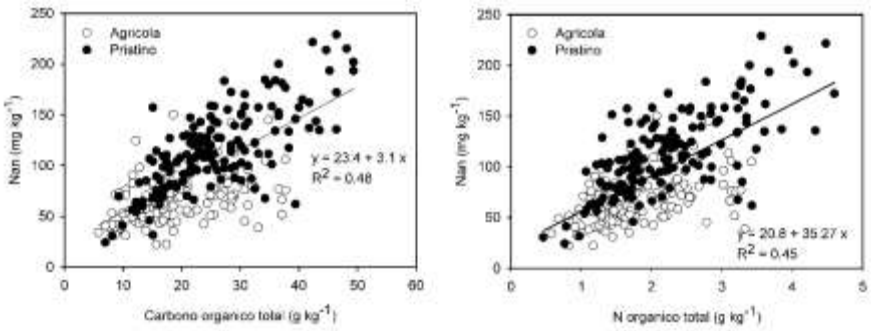


Figura 4. Relación entre el contenido de C orgánico total o N orgánico total con el N incubado en anaerobiosis (N_{an})

Variabilidad espacial de las fracciones orgánicas de N

El análisis exploratorio es una etapa de aplicación de la estadística, donde se estudian los datos puros sin tener en cuenta su distribución geográfica en el espacio, y se verifica la normalidad de los datos y se transforman los datos en caso de ser necesario. En este caso, el análisis exploratorio indicó que la distribución de N_{org}, N-FP y N_{an} en ambientes agrícolas demostró una clara asimetría hacia la izquierda. Debido a esta asimetría, los datos fueron transformados por medio de la raíz cuadrada para las tres variables analizadas. A partir de los datos experimentales se elaboraron los correspondientes variogramas experimentales. Solo se observó efecto pepita en para N-FG en suelos agrícolas y prístinos y para N_{an} en suelos prístinos. Esto sugiere que la variabilidad experimental o espacial de estas variables es mayor a la de N_{org}. Los valores experimentales tuvieron un buen ajuste al modelo en todos los casos ($r > 0,90$). A partir de los modelos ajustados se interpolaron los datos mediante krigeado ordinario de $N_{org,}$ N-FG y Nan para suelos agrícolas y prístinos de la región pampeana (Figuras 8, 9 y 10, respectivamente). Los resultados de la validación cruzada (datos no mostrados), los cuales demostraron coincidencia entre la distribución de frecuencia de los residuales y la distribución normal con media nula dan argumentos suficientes para aceptar el proceso de interpolación de los datos.

A partir de los datos experimentales se elaboraron los correspondientes variogramas experimentales. Solo se observó efecto pepita en para N-FG en suelos agrícolas y prístinos y para N_{an} en suelos prístinos. Esto sugiere que la variabilidad experimental o espacial de estas variables es mayor a la de N_{org}. Los valores experimentales tuvieron un buen ajuste al modelo en todos los casos ($r > 0,90$). A partir de los modelos ajustados se interpolaron los datos mediante krigeado ordinario de $N_{org,}$ N-FG y Nan para suelos agrícolas y prístinos de la región pampeana (Figuras 5, 6 y 7, respectivamente). Los resultados de la validación cruzada (no se muestran datos), demostrando coincidencia entre la distribución de frecuencia de los residuales y la distribución normal con media nula dan argumentos suficientes para aceptar el proceso de interpolación de los datos.

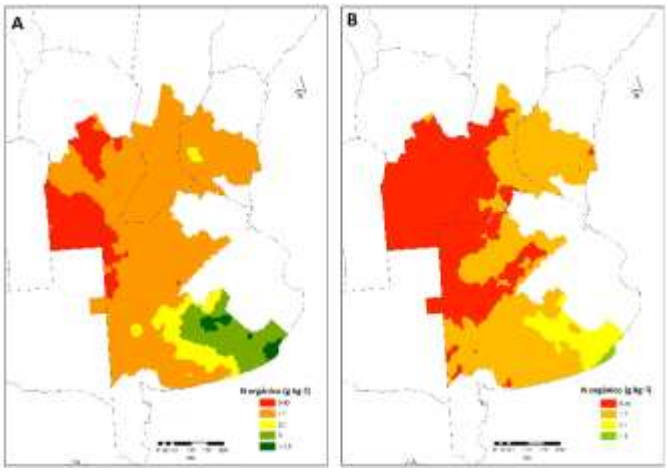


Figura 5. Mapa de distribución del N orgánico (N_{org}) en suelos prístinos (A) y agrícolas (B) y de la región pampeana.

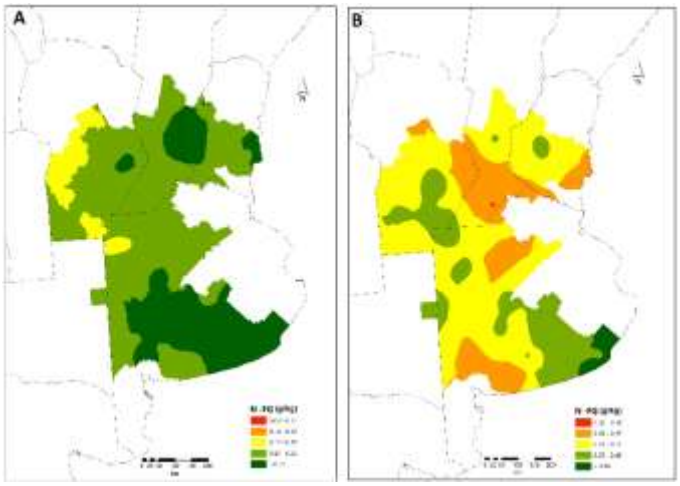


Figura 6. Mapa de distribución del N orgánico en la fracción gruesa del suelo (N_FG) en suelos prístinos (A) y agrícolas(B).

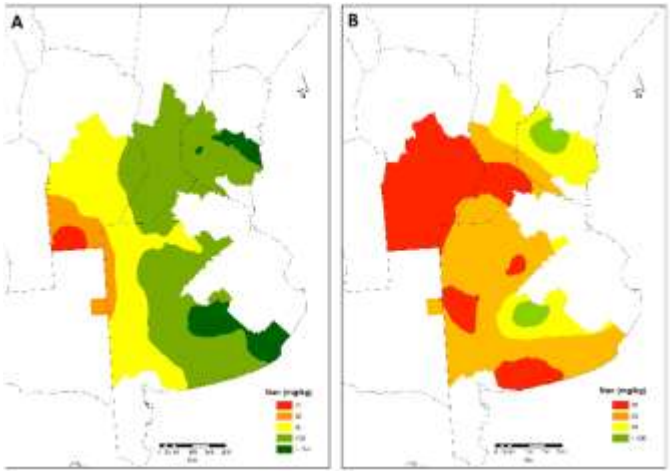


Figura 7. Mapa de distribución del N incubado en anaerobiosis (Nan) en suelos prístinos(A) y agrícolas (B) de la región pampeana.

CONCLUSIONES

Los suelos agrícolas de la región pampeana presentan en promedio un 20% menos N_{org} que los suelos prístinos, y este porcentaje es aun superior (40%) cuando se analiza la N-FG. Esta reducción en fracciones orgánicas de N se traduce en una disminución en el potencial de mineralización de N estimado a partir de N_{an} causada por la agriculturización de la región.

BIBLIOGRAFÍA

- Baez, JR. 1944. La primera colonia agro-hispana en el Rio de la Plata. Sancti Spiritu, cuna de la agricultura platense. Rev. Argentina Agron. 11. 186-278.
- Bremner, JM & DR Keeney. 1965. Steam distillation method for determination of ammonium, nitrate and nitrite. Anal. Chim. Acta. 32:485-495.
- Bremner, JM & CS Mulvaney. 1982. Nitrogen – Total. En: Page et al. (Eds.). Methods of soil analysis. Parte 2. Segunda edición. SSSA Inc., Madison. EEUU.
- Cambardella, CA & ET Elliot. 1992. Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. Soil Sci. Soc. Am. J. 56:777-783.
- Deusch, CV & AG Journel. 1998. GSLIB. Geostatistical Software Library and User's Guide. Second. Edition. Oxford University Press.
- Dominguez, GF; NV Diovisalvi; GA Studdert & GA Monerubbianesi. 2009. Soil organic C and N fractions under continuous cropping with contrasting tillage systems on mollisols of the southeaster Pampas. Soil Till. Res. 102:93-100.
- Echeverria, HE & HR Sainz Rozas. 2007. Nitrógeno. En: fertilidad de suelos y fertilización de cultivos. Echeverria, HE & FO Garcia (Eds). Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina. pp 69-97.

- Fabrizzi, KP; A Moron & FO Garcia. 2003. Soil carbon and nitrogen organic fractions in degraded vs. non-degraded mollisols in Argentina. Soil Sci. Soc. Am. J. 67:1831-1841.
- Garcia, GV; GA Studdert; MN Domingo & GF Dominguez. 2016. Nitrógeno mineralizado en anaerobiosis: relación con sistemas de cultivo de agricultura continua. Ciencia del Suelo. 34:127-138.
- Gregorich, EG & HH Janzen. 1996. Storage of soil carbon in the light fraction and macroorganic matter. En: Carter, MR & BA Stewart (Eds.). Structure and organic matter storage in agricultural soils. CRC Press, Boca Raton, Fl, EEUU. pp.167-190.
- Havlin, J; JD Beaton; SL Tisdale & WL Nelson. 2005. Soil fertility and fertilizers: an introduction to nutrient management. Pearson Prentice Hall: Upper Saddle River, New Jersey, USA.
- Heuvelink, GBM & R Webster. 2001. Modelling soil variation: past, present, and future. Geoderma, 100:269-301.
- Isaaks, EH & RM Srivastava. 1989. An Introduction to Applied Geostatistics. Oxfor University Press, New York.
- Janzen, HH; CA Campbell; RC Izaurralde; BH Ellert; N Juma; WB Mc Gill & RP Zenntner. 1998. Management effects on soil C storage on the Canadian Prairies. Soil Till. Res. 47:181-95.
- Keeney, DR. 1982. Nitrogen-availability indices. En: Page et al. (Eds.). Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. American Society of Agronomy. SSSA, Madison, WI, USA. pp. 711-733.
- Kellog, LE; SD Bridgham & D. Lopez-Hernandez. 2006. A Comparison of Four Methods of Measuring Gross Phosphorus Mineralization. Soil Sci. Soc. Am. J. 70, 1349-1358.
- Krohling, DM. 1999. Sedimentological maps of the typical loessic units in North Pampa, Argentina. Quaternary International 62: 49-55.
- Martínez, JM. 2015. Eficiencia de uso y balance de nitrógeno en sistemas con trigo del sur bonaerense: dinámica en el suelo y nutrición del cultivo. Tesis doctoral. Universidad Nacional del Sur. Bahia Blanca, Argentina. 209 p.
- Milliken, GA & RL Debruin. 1978. A procedure to test hypotheses for nonlinear models: A procedure to test hypotheses. Commun. Stat. Theor. M. 7: 65-79.
- Montgomery, DC; GC Runger & GE Urbina. 1996. Medal. Probabilidad y estadística aplicadas a la ingeniería. No. 968-18-5914-6. 01-A1 LU. AL-PyE. 1. McGraw Hill,
- Olea, RA. 2009. A practial primer on Geostatistics. USGS Open-File Report 2009-1103. 346 p.
- Paruelo, JM; JP Guerschman; G Piñeiro; EG Jobbagy; SR Verón; G Baldi & S Baeza. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: Marcos conceptuales para su análisis.
- QGIS Development Team. 2009. Quantum Gis Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. URL http//gis.osgeo.org.
- Reussi Calvo, NI; GA Studdert; MB Calandroni; NV Calandroni; FN Cabria & A Berardo. 2014. Nitrógeno incubado en anaerobiosis y carbono orgánico en suelos agrícolas de Buenos Aires. Ciencia del Suelo 32:189-196.
- Sainz Rozas, H; HE Echeveria & H Angelini. 2011. Organic carbon and pH levels in agricultural soils of the pampa and extra-pampean regions of Argentina. Cienc. Suelo 29:29-37.
- SAS Institute Inc. 2013. SAS® 9.4 In-Database Products: User's Guide, Third Edition. Cary, NC, EEUU. SAS Institute.
- Schlichting, E.; HP Blume & K Stahr. 1995. Bodenkundliches Praktikum. Pareys Studientexte 81, Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, 295 p.
- Schomberg, HH; S Wietholter; TS Griffin; DW Reeves; ML Cabrera; DS Fisher, DM Endale; JM Novak; KS Balkom; RL Raper; NR Kitchen; MA Locke; KN Potter; RS Schwartz; CC Truman & DD Tyler. 2009. Assessing indices for predicting potential nitrogen mineralization in soils under different management systems. Soil Sci. Soc. Am. J. 73: 1575.
- Six, J.; RT Conant; EA PAUL & K PAUSTIAN. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. Plant Soil. 241: 155–176.
- Soon, YK; A Haq & MA Arshad. 2007. Sensitivity of nitrogen mineralization indicators to crop and soil management. Comm. Soil Sci. Plant Anal. 38:2029-2043.
- Steinbach, HS & R Alvarez. 2005. Changes in soil organic carbon contents and nitrous oxide emissions after introduction of no-till in pampean agroecosystems. J. Environ. Qual. 35: 3-13.
- Studdert, GA & HE Echeverria. 2000. Crop rotation and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. Soil Sci. Soc. Am. J. 64:1496-1503.
- Viglizzo, EF; F Lertera; AJ Pordomingo; JN Bemados; ZE Roberto & H Del Valle. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the Pampas of Argentina. Agric. Ecosyst. Environ. 83,65-81.
- Waring, SA & JM Bremner. 1964. Ammonium production on soil under water-logged conditions as an index of nitrogen availability. Nature 201,951-9
- Wyngaard, N. 2015. Mineralization of N, P, and S in soils amended with poultry litter or inorganic fertilizers: a comparison of methods to estimate this process. Tesis de doctorado. University of Georgia. Athens, GA, EEUU. 132 p.
- Zarate, MA. 2003. Loess of southern South America. Quaternary Science Reviews 22: 1987-2006.

C4P150. CAMBIOS DE USO DEL SUELO Y APORTES DE CARBONO EN EL DEPARTAMENTO CASTELLANOS (SANTA FE)

Zenklusen, María Celeste[1]; Basanta, María[2] y Sapino, Verónica[2].
1. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Litoral. Av. P. Kreder 2805. (3080) Esperanza, Santa Fe.
2. INTA Rafaela. Ruta nac. 34, km 227. (2300) Rafaela, Santa Fe.

basanta.maria@inta.gob.ar

RESUMEN

En las últimas décadas la Región Central de Santa Fe ha experimentado cambios importantes en el uso del suelo debido al proceso de expansión de la agricultura. Este trabajo tuvo como objetivo caracterizar los cambios en el uso del suelo ocurridos en las dos últimas décadas en el Departamento Castellanos y estimar los aportes de carbono (C) al sistema. Para la identificación de la cobertura vegetal se utilizó información de campo de las campañas 2000-2001, 2004-2005, 2010-2011, 2017-2018. Para la identificación de los cultivos se utilizan imágenes satelitales Landsat 5 (tres primeras campañas) e imágenes Sentinel (cuarta campaña). Se definieron las siguientes categorías de uso del suelo: ANG: agrícola no gramínea (soja); AG: agrícola gramínea (maíz); GNG: ganadero no gramínea (pasturas); GG: ganadero gramínea (sorgo forrajero, verdeos, avena); OTR: otros (campo natural, espartillo). Se determinó la superficie ocupada por cada uso del suelo y se estimó el aporte de C de la biomasa de residuos de cultivos que permanecen en el sistema (C-BIORES). Los mapas de uso del suelo mostraron importantes cambios en el periodo evaluado en la superficie destinada a cada categoría. Se visualizó el avance del uso ANG desde el sur hacia el norte del Departamento. Ese avance de ANG ocurrió sobre tierras previamente destinadas a pasturas (GNG). Se observó una disminución del C-BIORES proveniente de pasturas asociada a la reducción de su superficie. Hubo un incremento importante del C-BIORES de los cultivos anuales, siendo el principal la soja de primera (ANG-S), seguido por trigo/soja (ANG-T/S), y por maíz para grano y sorgo (AG). Con los rendimientos promedio actuales de soja, maíz y trigo que se logran en el Departamento Castellanos, los aportes anuales de C-BIORES no son suficientes para recuperar la materia orgánica del suelo a niveles previos al proceso de agriculturización.

Palabras clave: imágenes satelitales, agricultura, pasturas

INTRODUCCIÓN

La Región Central de Santa Fe (RCSF) ha experimentado cambios importantes en el uso del suelo como parte del proceso de expansión de la agricultura ocurrido en el país a partir de la década de 1980. Si bien la RCSF corresponde a la Ecorregión del Espinal, las consideraciones de los cambios de uso del suelo para la Región Pampeana (RP) son válidas para la RCSF ya que el proceso de agriculturización tuvo las mismas características en ambas ecorregiones, siendo que muchos de los trabajos sobre esta temática refieren a la RCSF como parte de la RP. La RP ha sido escenario de importantes cambios relacionados al uso de la tierra, habiéndose intensificado la agricultura en tierras cultivables, con una clara predominancia del monocultivo de soja (Carreño & Viglizzo, 2007), generando esta situación fuertes desequilibrios entre el uso y la aptitud de las tierras. En Santa Fe el cultivo de soja en el periodo 1986-1990 estuvo concentrado en los departamentos del sur, y en el periodo 2001-2005 ya se había expandido hacia los departamentos del centro (Carreño & Viglizzo, 2007). Es de destacar que en la RP los cultivos anuales no avanzaron tanto sobre la vegetación natural, sino que lo hicieron principalmente sobre pasturas sembradas, generalmente de alfalfa. Por eso en Santa Fe y Buenos Aires no hubo cambios importantes en la superficie sembrada sino un incremento de la superficie con cultivos anuales que sustituyeron a las pasturas (Paruelo *et al*., 2005). Particularmente, en la RCSF en las últimas décadas el cambio más importante en el patrón de uso del suelo ha sido la sustitución de pasturas por cultivos anuales, pasando de sistemas ganaderos a sistemas mixtos o a sistemas agrícolas puros. Los cambios en el uso del suelo implican cambios en los patrones de distribución de la vegetación y modifican los aportes de carbono (C) al suelo. El objetivo de este trabajo fue caracterizar los cambios en el uso del suelo en las dos últimas décadas en el Departamento Castellanos y estimar los aportes de C al sistema.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Este trabajo se realizó en el Departamento Castellanos, provincia de Santa Fe, ubicado en el centro oeste de la provincia. El clima es subhúmedo-húmedo mesotermal (clasificación de Thornthwaite), con isohietas anuales entre 800 y 1000 mm. La temperatura media anual oscila entre 16 y 21°C. La parte central de Santa Fe se caracteriza por una importante variabilidad edáfica, principalmente por encontrarse en ella dos grandes unidades fisiográficas: la Pampa llana Santafesina y los bajos submeridionales sur. En las áreas altas y planas es frecuente encontrar complejos de suelos con predominancia de Argiudoles típicos bien drenados y en las áreas más deprimidas suelos Argiudoles acuicos con drenaje moderado e incluso suelos salinos y sódicos (Hein *et al*., 1989).

Metodología de trabajo con imágenes satelitales

Para la identificación de la cobertura vegetal se utilizó información relevada por el INTA Rafaela. Las campañas evaluadas fueron: 2000-2001, 2004-2005, 2010-2011 y 2017-2018. La metodología general de trabajo fue la siguiente:

Recopilación de datos de campo. Consistió en la identificación de la ocupación de los lotes (soja, maíz, sorgo, girasol, avena, rastrojo, barbecho, etc) a ambos lados de transectas pre definidas.

Procesamiento de imágenes satelitales. Para la identificación de los cultivos se utilizan imágenes satelitales Landsat 5 utilizando la combinación de bandas 4-5-3, excepto para la última campaña en la que se utilizaron imágenes Sentinel con la combinación de bandas 8.a-11-4 para obtener resultados espectrales similares a las imágenes Landsat.

Construcción de un archivo vectorial de los registros de cobertura. A partir de la información de campo se construyó un archivo vectorial que contiene los polígonos correspondientes a las coberturas identificadas a campo (sitios de control), trazados sobre la imagen a clasificar. Se dejó un margen de seguridad en los bordes de los lotes y se excluyeron los sectores atípicos (charcas, montes pequeños, construcciones, etc).

Clasificación no supervisada. Por este método se definen las clases espectrales presentes en la imagen. No implica ningún conocimiento previo del área de estudio. Mediante la clasificación digital se obtiene la cartografía e inventario de las categorías objeto de estudio (Chuvieco,1996).

Construcción de la matriz de confusión. Para la construcción de la matriz de confusión previamente se generó una imagen en la que cada píxel contenía la información de la clase (imagen clasificada) y la ocupación de los lotes según la verdad de campo. Con esta matriz se calculó la probabilidad que tiene cada píxel de corresponder a los diferentes cultivos mencionados y las impurezas (píxeles que no corresponden al cultivo y se lo está considerando como tal) que se están incluyendo. Se obtuvo así un mapa de probabilidad de ocurrencia de cada cultivo. A partir de esta reclasificación de acuerdo a las categorías asignadas de usos del suelo, se obtuvo la superficie correspondiente a cada uso.

Análisis estadístico. A partir de los valores de las matrices de confusión (datos observados vs. estimados) se calculó la Precisión Global del mapa, relacionando los elementos de la diagonal con el total de puntos muestreados (Bocco *et al*., 2007). Tanto las categorías de los archivos vectoriales como las clases de las imágenes clasificadas fueron agrupadas en las siguientes categorías de uso del suelo: ANG: agrícola no gramínea (soja); AG: agrícola gramínea (maíz); GNG: ganadero no gramínea (pasturas base alfalfa); GG: ganadero gramínea (sorgo forrajero, verdeos, moha, avena); OTR: otros (barbecho, campo natural, espartillo).

Estimación de la biomasa de residuos vegetales y de los aportes de carbono al sistema

Para la estimación de la biomasa de residuos de cultivos que permanece en el sistema (BIORES) se realizaron las siguientes consideraciones:

- Como el principal cultivo de invierno es el trigo y las imágenes satelitales corresponden al período primavero-estival, la superficie sembrada con trigo correspondiente al invierno previo a la imagen satelital considerada, fue extraída de la base de datos estadísticos del MINAGRO (SIIA, 2017). Es decir que el trigo fue incluido en la categoría ANG como doble cultivo trigo/soja.
- Para el uso ANG (que corresponde al cultivo de soja), se diferenció la superficie de soja de primera (soja 1°) y de segunda (soja 2°) fecha de siembra, asumiendo que toda la superficie sembrada con trigo fue destinada a soja 2° y que el rendimiento de la soja 2° es igual al 80% del rendimiento de soja 1°. Además, para la estimación de aportes de C de la categoría ANG, se decidió dividirla en dos subcategorías: agrícola no gramínea-soja (ANG-S) y agrícola no gramínea trigo/soja (ANG T/S).
- Para el caso del uso AG, no es posible distinguir a partir de las imágenes cuánto del maíz se destina a grano y cuánto a reserva forrajera (ensilado). Además, se carece de estadísticas sobre la proporción del cultivo destinada a cada uso. Por lo tanto, se decidió considerar que 50% del área es destinada a grano y 50% a forraje.
- Para la categoría GG (maíz para forraje y sorgo para forraje) se consideró la producción de biomasa de evaluaciones realizadas en INTA Rafaela (Romero, S/F). Se consideró un IC de 0,9.

- Para los cultivos anuales de los usos ANG y AG, la BIORES se calculó con el rendimiento anual promedio (SIIA, 2017) y los respectivos índices de cosecha (IC). Se consideró para maíz un IC de 0,50, para trigo de 0,42 y para soja de 0,38 (Milesi Delaye *et al*, 2013). Para sorgo se usó el mismo IC que para maíz.
- Para las pasturas (GNG) se consideró que las mismas son de alfalfas puras y se tomaron los datos de producción de biomasa de la red de evaluación del INTA correspondiente al sitio Rafaela (Avances en Alfalfa). Se consideró un IC de 0,9.
- Debido a que los datos de producción de los usos GNG y GG fueron tomados de ensayos y no del sistema de información estadística, se consideró un 40% de reducción de la productividad para condiciones reales de campo.
- Para la campaña 2017-2018 debido a la falta de datos estadísticos oficiales en cuanto al rendimiento de soja y maíz se decidió considerar los valores de la campaña anterior (2016-17) tomados de los ensayos de la Red de Evaluación del INTA Rafaela (Villar y Rosetti, 2017; Rosetti y Villar, 2017a) y asumir un porcentaje del 40% de pérdidas del rendimiento debido al déficit hídrico ocurrido en el verano 2018.
- Para el caso de la categoría OTR se consideró su aporte de carbono despreciable.

La BIORES se estimó a partir de los rendimientos y los IC, considerando que la biomasa de raíces equivale a 0,8 y 0,3 de la biomasa aérea para alfalfa (Bolinder *et al*., 2002) y cultivos anuales (Bolinder *et al.*, 2007), respectivamente. Una vez calculada la BIORES de cada uso se estimó el carbono aportado en los residuos de los cultivos (C-BIORES) considerando que el C representa un 40% de la biomasa, expresándolo como tasa anual de aporte de C (Mg ha^{-1} $año^{-1}$).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se presentan los valores de precisión global obtenidos después de aplicar la metodología de clasificación no supervisada en las cuatro campañas. Los cuatro mapas elaborados muestran importantes cambios en la superficie destinada a cada categoría de uso del suelo (Figura 1). Al analizar las imágenes satelitales de las cuatro campañas se visualiza el avance del uso ANG desde el sur hacia el norte del Departamento sobre tierras previamente destinadas a pasturas (GNG) (Tabla 2).

Tabla 1. Valores de precisión global resultantes del análisis multitemporal de las imágenes.

Campaña	Precisión global (%)
2000-2011	87
2005-2006	79
2010-2011	60
2017-2018	55

Para la campaña 2000-2001, se destacó el uso GNG lo que permite afirmar que la mayor parte del Departamento era ocupada por pasturas de base alfalfa con destino ganadero, concentradas mayormente en la parte Norte. En el Sur del Departamento predominó el uso ANG. La superficie ocupada por cada categoría presentó el siguiente orden decreciente: GNG (57,63 %), corresponde a ANG (30,58%), OTR (7,68%), AG (3,77 %) y GG (0,33%) (Tabla 2).

La campaña 2005-2006, se caracterizó por presentar un importante cambio en el uso del suelo representado por la expansión del cultivo de soja, por lo que el uso ANG (259018 ha) pasó a ser el de mayor superficie a expensas de una disminución de la superficie destinada a GNG. Es de destacar la diferencia entre el sur y el norte del Departamento tomándose como referencia la Ruta Provincial 70. En el Sur se observa la concentración del cultivo de soja y el progresivo avance del mismo hacia la zona Norte, ocupando en su mayoría la superficie que era destina para el uso GNG. Este avance hacia el norte del cultivo de soja en el Departamento coincide con lo observado a nivel provincial por Carreño & Viglizzo (2007). Los suelos ocupados previamente por pasturas (GNG) pasaron a ser ocupados por soja. El orden decreciente de uso del suelo fue: ANG (41,28%), GNG (32,73%), OTR (19,11%), AG (6,60 %) y GG (0,28%) (Tabla 2).

En la campaña 2010-2011 continuó predominando el uso ANG y, si bien se sigue observando una concentración importante en el sur del departamento, es notable el avance hacia el norte, ocupando la mayoría de la superficie previamente destinada a uso GNG. Las superficies destinadas a cada categoría son las siguientes: ANG (62,82%), GNG (18,03%), OTR (10,53 %) y AG (8,61 %). En este período se destaca la desaparición de la categoría GG (Tabla 2). La última campaña evaluada 2017-2018, se caracterizó por un importante déficit hídrico durante el periodo estival, presentando los cultivos escaso desarrollo y baja densidad de plantas al momento de realizar el relevamiento de campo,

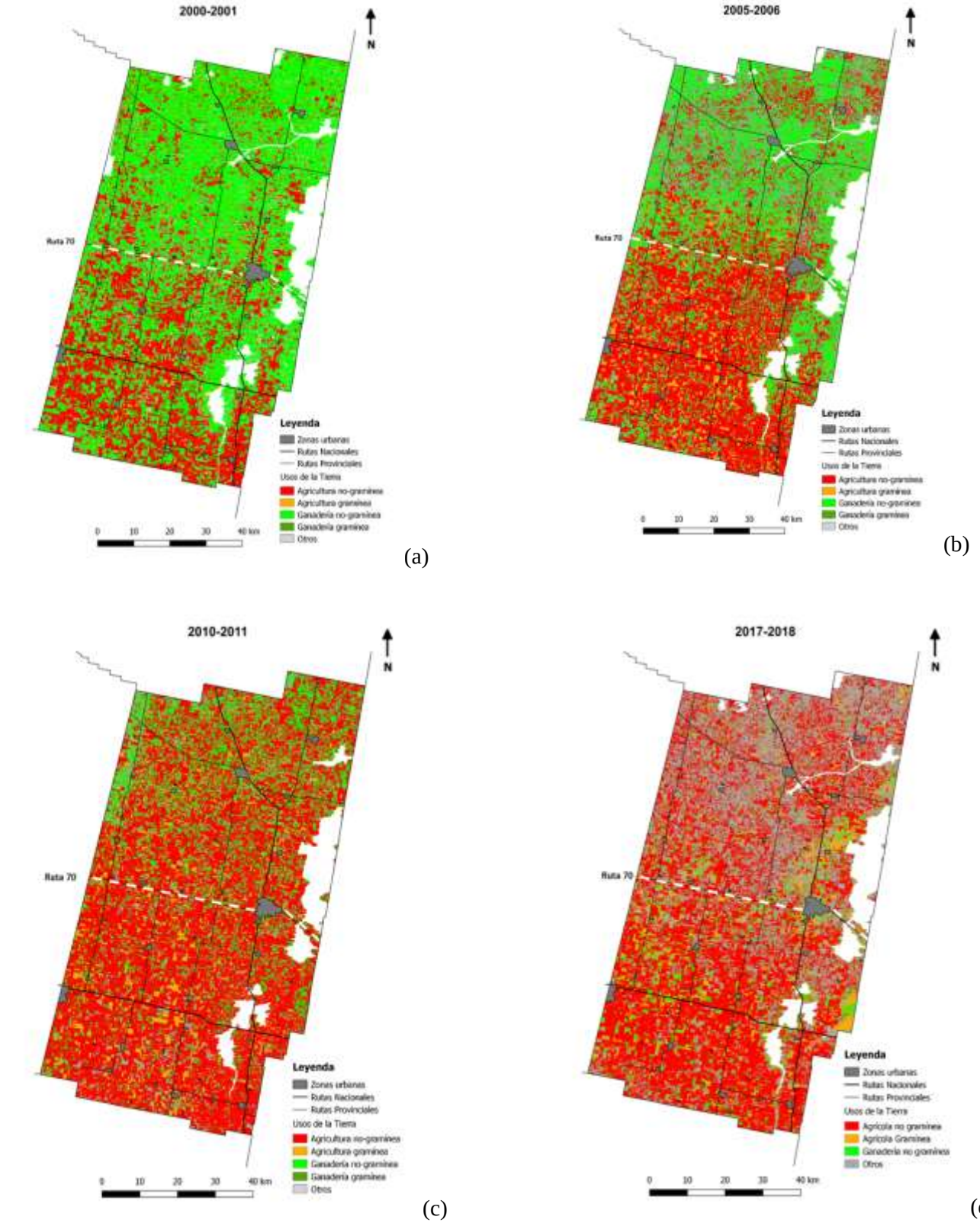


Figura 1: Mapa de cobertura del suelo para las campañas: (a) 2000-2001, (b) 2005-2006, (c) 2010-2011, (d) 2017-2018 en el Departamento Castellanos (Santa Fe).

lo cual dificultó tanto el análisis de las imágenes satelitales como el procesamiento de datos, provocando confusión con las otras categorías al momento de la clasificación (baja precisión global, Tabla 1). Los resultados de la superficie asignada para esta campaña fueron los siguientes: ANG (50,07%), OTR (32,23 %), AG (10,98%) y GNG (6,73%).

Continuó predominando la categoría ANG aunque disminuyó su superficie asignada con respecto a las campañas anteriores. Estos resultados coinciden con los de Paruelo *et al.*, (2005) quienes reportaron que en la Región Pampeana los cultivos anuales incrementaron su superficie a expensas de la superficie destinada a pasturas sembradas, generalmente con alfalfa.

Tabla 2. Superficie asignada a los diferentes usos en las campañas evaluadas

USO	2000-2001		2005-2006		2010-2011		2017-2018	
	Superficie		Superficie		Superficie		Superficie	
	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)	(ha)	(%)
ANG	191377		259018		396607		314029	
ANG-S*	91877	14,7	187018	29,8	333607	52,9	235639	37,6
ANG-T/S*	99500	15,9	72000	11,5		10,0	78390	12,5
AG	23604	1,89	41433	3,3	54360	4,3	34425	5,5
GG	2083	2,22	1754	3,6	54360	4,3	34425	5,5
GNG	360635	57,6	205400	32,7	113848	18,0	42188	6,73
OTR	48090	7,68	119904	19,1	66475	10,5	202156	32,23
Total	625789		627510		631280		627223	

ANG: agrícola no gramínea, ANG-S: agrícola no gramínea-soja, ANG-T/S: agrícola no gramínea-trigo/soja, AG: agrícola gramínea, GG: ganadero gramínea, GNG: ganadero no gramínea; OTR: otros usos. * Estimada a partir de la sup. sembrada con trigo (SIIA, 2017).

Con la información del rendimiento de los cultivos anuales y de la producción de biomasa de las pasturas y los cultivos destinados a forrajes y sus respectivos IC se estimó el aporte anual de C-BIORES (Mg ha^{-1} $año^{-1}$) de cada uso en las cuatro campañas evaluadas (Tabla 3). En cuanto al C-BIORES se observó una disminución del C proveniente de pasturas asociada a la disminución de su superficie. En contrapartida, hubo un incremento importante del C aportado por los cultivos anuales, siendo el principal la soja de primera (ANG-S), seguido por el doble cultivo trigo/soja (ANG-T/S), y en menor medida, por maíz para grano y sorgo (AG). La superficie destinada a maíz y sorgo (AG), si bien fue incrementándose durante el periodo evaluado, apenas superó el 5% de la superficie destinada a cultivos, por lo que su contribución a los aportes de C al sistema fue escasa. Además, se observó que el maíz es el cultivo con mayor potencial de mejora en su rendimiento ya que el promedio para todo el departamento fue de 5 Mg ha^{-1} siendo que se pueden alcanzar rendimientos superiores a 8 Mg ha^{-1} (Rosetti & Villar, 2017b). Por eso, incrementar el área sembrada con maíz y mejorar su rendimiento serían dos factores que contribuirían a mejorar los aportes de C a nivel de Departamento. Con respecto al doble cultivo trigo/soja, es de destacar que no tuvo una tendencia definida en cuanto a la superficie asignada, variando entre 10 y 16% de la superficie. Es importante mencionar que el rendimiento promedio de soja para el Departamento Castellanos (SIIA, 2017) es similar al rendimiento reportado en informes del INTA Rafaela mientras que para trigo el rendimiento promedio del Departamento fue de 2,8 Mg ha^{-1} pudiéndose alcanzar rendimientos superiores a 5 Mg ha^{-1} (Rosetti & Villar, 2017a). Es decir que la contribución al sistema de C-BIORES del doble cultivo trigo/soja podría ser mejorada incrementando la superficie y aumentando el rendimiento de trigo.

Tabla 3. Aporte anual de C de los residuos de los cultivos (C-BIORES) estimado para cada categoría de uso del suelo.

USO	2000-2001		2005-2006		2010-2011		2017-2018	
	C-BIORES							
	(Mg ha^{-1} $año^{-1}$)	(%)*	(Mg ha^{-1} $año^{-1}$)	(%)	(Mg ha^{-1} $año^{-1}$)	(%)	(Mg ha^{-1} $año^{-1}$)	(%)
ANG-S	2,49	12,2	2,44	30,9	2,73	54,7	1,55	41,4
ANG-T/S	3,77	20,0	4,17	20,3	5,15	19,5	3,58	31,8
AG	2,70	1,7	2,97	4,2	3,17	5,2	2,40	9,4
GG	1,66	1,3	1,66	2,5	1,66	2,7	1,66	6,5
GNG	3,22	63,8	3,03	42,1	2,62	17,9	2,31	11,0
Promedio (ponderado por superficie)	2,99		2,40		2,66		1,41	

ANG-S: agrícola no gramínea-soja, ANG-T/S: agrícola no gramínea-trigo/soja, AG: agrícola gramínea, GG: ganadero gramínea, GNG: ganadero no gramínea. * Porcentaje sobre el total de C aportado por todos los usos en el total de la superficie.

Es importante considerar que los niveles de aportes de C-BIORES de los usos del suelo presentes en el Departamento (Tabla 3) son muy inferiores a los que se necesitan para mantener y/o recuperar los niveles de materia orgánica (MO) existentes en las situaciones prístinas o semiprístinas de los suelos representativos del área evaluada. En la década de 1980 la MO presentó un valor promedio de 2,8% (DE = 0,26) en diez perfiles de suelos de los complejos

presentes en la parte central de Santa Fe (Hein *et al*., 1989) lo que equivale a 42 Mg ha^{-1} de C orgánico (COS) en los primeros 20 cm de suelo. Para mantener ese nivel de COS en el horizonte superficial (20 cm) se necesitan aportes anuales de C del orden de 4 Mg ha^{-1} (Andriulo *et al*., 2012). Los usos con mayor tasa anual de aporte de C son GNG y ANG-T/S pero la superficie destinada a los mismos no fue suficiente en ninguna campaña como para alcanzar a nivel departamental aportes anuales de C cercanos a 4 Mg ha^{-1}. Al observar los valores promedio (ponderados por la superficie que ocupa cada uso) de aportes de C-BIORES (Tabla 3), se puede inferir que en el Departamento Castellanos los sistemas de producción deben ser mejorados en lo que respecta a los aportes anuales de carbono proveniente de la biomasa de los cultivos para poder recuperar (o mantener) la MOS en 2,8-3,0%; niveles presentes en la década de 1980, previo al proceso de agriculturización.

CONCLUSIONES

En el periodo evaluado (2001-2018) ocurrieron cambios importantes en el uso del suelo en el Departamento Castellanos. Hubo un avance notorio de la agricultura hacia el norte, ocupando suelos previamente destinados a pasturas, con soja de primera como el principal cultivo, seguido del doble cultivo trigo/soja, y en menor medida de maíz. En el Departamento Castellanos los actuales rendimientos promedio de los cultivos anuales (soja, maíz y trigo), la baja superficie destinada a gramíneas y la disminución del área destinada a pasturas no permiten lograr los suficientes aportes anuales de carbono al suelo como para recuperar (o mantener) la materia orgánica a niveles previos al proceso de avance de la agricultura.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por los proyectos de INTA PNSUELO-1134042, PNCYO-1127032 y SANFE-1261102.

BIBLIOGRAFÍA

- Andriulo, A; J Galantini & A Irizar. 2012. Fuentes de variación de los parámetros intervinientes en balances de carbono edáfico simplificados. Actas 19° Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo y 23° Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata, abril 2012. En CD.
- Bocco, M; G Ovando; S Sayago & E Willington. 2007. Neural network models for land cover classification from satelite images. Agricultura técnica 67:414-421.
- Bolinder, MA; H H Janzen; E G Gregorich; D A Angers & AJ VandenBygaart. 2007. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. Agriculture, Ecosystems and Environment, 118 (1–4): 29–42.
- Bolinder, MA; D A Angers; G Bélanger; R Michaud & M R Laverdière. 2002. Root biomass and shoot to root ratios of perennial forage crops in eastern Canada. Canadian Journal of Plant Science, 82(4): 731-737.
- Carreño, L. & EF Viglizzo. 2007. Provisión de Servicios Ecológicos y Gestión de los Ambientes Rurales en Argentina. Área Estratégica de Gestión Ambiental. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina, 68 p.
- Chuvieco, E. 1996. Fundamentos de Teledetección espacial. 3° ed. revisada. Ediciones RIALP S.A. Madrid. España. p:180-210.
- Hein, N; WIH de Hein & O Quaino. 1989. Características de los complejos de suelos de la parte central de Santa Fe. Ciencia del Suelo, 7(1-2): 97-102.
- Milesi Delaye, LA; BA Irizar; AE Andriulo & B Mary. 2013. Effect of continuous agriculture of grassland soils of the Argentine Rolling Pampa on soil organic carbon and nitrogen. Applied and Environ. Soil Sci. J. Volume 2013, 17 p.
- Paruelo, JM; JP Guerschman & SR Verón. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. Ciencia Hoy. 15(1): 14-23.
- Romero, L. S/F. https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-jornada_de_actualizacion_silaje.pdf. 15/02/2017.
- Rosetti, L & J Villar. 2017a. Evaluación de cultivares de trigo 2016 y recomendaciones para la próxima campaña. En: Información técnica cultivos de invierno. Campaña 2017. Publ. Misc. 133. INTA EEA Rafaela.
- Rosetti, L & J Villar. 2017b. Evaluación de cultivares de maíz en siembras tempranas y tardías en Rafaela. En: Información técnica cultivos de verano. Campaña 2016. Publ. Misc. 132. INTA EEA Rafaela.
- SIIA. 2017. Sistema integrado de información agropecuaria. Ministerio de Agroindustria. 2017. Datos estadísticos de estimaciones agroindustriales. http://www.datosestimaciones.magyp.gob.ar. 15/12/2017.

C4P151. INDICADORES DE CALIDAD DE SUELO EN SISTEMAS PRODUCTIVOS CONTRASTANTES

Zilio, Josefina P.[1]; Morris, Darío G.[2]; Krüger, Hugo R.[1]; Frolla, Franco D[1] y Arroquy, Gonzalo[2]

[1] INTA. EEA Bordenave. Conservación y Manejo de Suelos 1 y AER Coronel Suárez 2. CC44 (8187) Bordenave, Argentina. zilio.josefina@inta.gob.ar

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue comparar dos sistemas productivos contrastantes del SO bonaerense subhúmedo: ganadería ovina intensiva basada en verdeos de invierno y monocultivo de trigo con bajo nivel de insumos, sobre campo arrendado. Para ello se evaluaron indicadores de calidad de suelo químicos y físicos: Carbono orgánico total (COT) y fraccionado (COPg>100µ, COPf 50-100µ y COM<50µ), índice de materia orgánica (IMO), pH, fósforo extractable (Pe), Nitrógeno anaeróbico (Nan), textura, estabilidad estructural (EE), infiltración (Kfs) y resistencia mecánica a la penetración (RM). Los resultados muestran que el manejo ganadero ovino presentó valores mayores de Pe, COPg y de EE, mientras que presentó valores menos deseables en I y RM. En base a los resultados de los ICS se puede concluir que el manejo con ovinos que se realiza en el establecimiento en estudio, sostiene mejores condiciones edáficas y no comprometería a largo plazo la fertilidad del lote. En este manejo debería prestarse atención a la variación de los indicadores físicos en la capa superficial del suelo inmediatamente después de los pastoreos y su evolución en el tiempo para determinar posibles problemas a futuro.

Palabras claves: indicadores, calidad, ganadería

INTRODUCCIÓN

A nivel global, existe un mayor reconocimiento del rol del suelo en el sostenimiento de la humanidad. Montanarella (2015) afirma que en el mundo cada vez más poblado y en el contexto de cambio climático, el mantenimiento de la calidad de los suelos será clave. El suelo tiene un rol integral en los desafíos de la seguridad alimentaria, la seguridad del agua, la seguridad energética, la estabilidad del clima y la protección de la biodiversidad y de los servicios ecosistémicos (Mc Bratney *et al*., 2014).

El cambio del uso de la tierra en las últimas décadas, obliga a realizar monitoreos de la calidad del suelo para predecir posibles cambios que podrían conducir a su degradación. En la actualidad, muchos sistemas que históricamente han sido mixtos, se han convertido en puramente agrícolas, repercutiendo en la dinámica de los nutrientes, residuos y microorganismos. Se vuelve necesario cuantificar los cambios e identificar degradaciones edáficas, en etapas tempranas mediante el uso de indicadores de calidad de suelo adaptados localmente, como así también investigar sobre los valores umbrales a partir de los cuales deben tomarse medidas de conservación. En trabajos anteriores se identificaron indicadores de calidad con sensibilidad para detector distintas situaciones de uso y manejo (Zilio, 2015). El objetivo de este trabajo fue comparar dos sistemas productivos contrastantes del SO bonaerense subhúmedo: ganadería ovina intensiva basada en verdeos de invierno y monocultivo de trigo con bajo nivel de insumos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó el estudio comparativo de indicadores de calidad de suelo (ICS) en un establecimiento agropecuario ubicado al NE del partido de Coronel Suárez, bajo dos usos contrastantes: pastoreo intensivo con ovinos (Ovinos) y agrícola (Agrícola), con el fin de conocer los parámetros que condicionan una mayor producción de biomasa del primero con respecto al segundo. Ovinos consta de un lote de 13 ha, dividido en 3 secciones, con una carga instantánea de 280 cabezas ha^{-1}. Los animales permanecen en el potrero durante diez días, pastoreando cebada forrajera (cv Mariana). Los antecesores fueron trigo-avena consociada con vicia-sorgo diferido-cebada forrajera, todos en siembra directa. Agrícola mantiene una secuencia trigo-soja bajo labranza convencional y baja a nula reposición de nutrientes, desde hace aproximadamente 5 años.

Previo a la visita al campo, se procedió a determinar zonas homogéneas de muestreo, utilizando como base el mapa de suelos 1:50.000 (INTA) y el Modelo Digital de Elevación del Instituto Geográfico Nacional (IGN). Dentro de cada lote, se ubicaron 3 zonas de muestreo, funcionando como repeticiones de cada uno de los tratamientos. En el mes de Octubre de 2017 se tomaron muestras a dos profundidades (0-10 y 10-20 cm) para analizar materia orgánica (CO, por

método Walkley & Black, 1934), pH (relación 1:2,5), P extractable (Pe, Bray & Kurtz 1945), fraccionamiento físico de la materia orgánica (Galantini, 2005), textura (Bouyoucos, 1965), Nitrógeno anaeróbico (Nan, Gianello & Bremner, 1986) y resistencia mecánica a la penetración (RM, con penetrómetro de cono CN-970, SOILTEST Inc.) cada 5 cm, hasta los 20 cm de profundidad. Se midió Estabilidad estructural (EE) por el método de Le Bissonnais (2002), aplicando tres pretratamientos: humedecimiento rápido (LB1), humedecimiento lento (LB2) y disgregación mecánica por agitación después de humedecimiento lento (LB3). En la fracción de agregados comprendida entre 3 y 5 mm, se pesaron los agregados contenidos en un volumen de 1000 cm^3, denominando a este indicador peso volumétrico de los agregados (PVA) y se midió el peso de mil agregados (PMA), siguiendo la metodología descripta por Fernández et al. (2016).

Además, se evaluó infiltración con un método rápido de ensayo a campo (Nimmo *et al.*, 2009) y fue expresada como Kfs ($cm*h^{-1}$). Se calculó el Índice Estructural (Pieri, 1995) o también denominado Índice de Materia Orgánica, IMO (Quiroga *et al*., 2008) definido en la Ecuación 1.

Ec.1 $$IE = [(CO\ (g*kg^{-1})*1{,}724 / arcilla+limo\ (g*kg^{-1})] * 100$$

Se calculó el contenido de agua del suelo en cada uno de los puntos de muestreo por gravimetría. El contenido de agua útil (CAU) fue estimado como la diferencia en mm entre la cantidad de agua medida y el contenido correspondiente al punto de marchitez permanente (PMP) estimado según la composición granulométrica.

Con los datos obtenidos se realizó un análisis de varianza y análisis multivariado de componentes principales, utilizando el software INFOSTAT® (Di Rienzo *et al*., 2012). La comparación de medias se realizó con la prueba de Fisher (α=0,05).

Para determinar la disponibilidad forrajera durante el período estudiado se realizaron cortes con tijera sobre un área de evaluación de 0,25 m^2 (arrojando un aro al azar en diferentes sitios del lote). Las muestras del forraje cosechado se secaron en estufa a 70 ºC para determinar el % de materia seca previo a cada pastoreo y calcular la producción de materia seca (MS). La producción de MS del trigo se estimó sobre la base del rendimiento en grano y el índice de cosecha regional del cultivar sembrado.

RESULTADOS

La comparación de medias para el contenido de arcilla+limo, confirmó la ausencia de diferencias significativas entre los suelos estudiados, posibilitando la comparación de los ICS (*p*=0,99 y *p*=0,37, a 0-10 y 10-20 cm de profundidad respectivamente), con una media de 79,7±0,57%.

Los indicadores afectados por las diferencias de uso y manejo fueron: el contenido de fósforo extractable (Pe), el CO de la Fracción Gruesa (>100µ) y la Estabilidad Estructural con LB2, registrando mayores valores en Ovinos con respecto a Agrícola (Tabla 1). Este último indicador pone énfasis en la resistencia de que tienen agregados humedecidos, frente al impacto de la gota de lluvia, donde interviene la composición granulométrica y la proporción de las distintas fracciones de COT (Zilio, 2015).

Tabla 1. Valores medios para distintos indicadores de calidad de suelos, bajo dos manejos diferentes, para la profundidad 0-10 cm.

Variable/Manejo	Agrícola	Ovinos	p-valor
IMO	3,38±0,16	3,68±0,24	0,3533
pH	6,5±0,03	6,47±0,07	0,67
Pe (ppm)	**8,53±1,82**	**16,27±2,81**	**0,0821**
MO (%)	2,7±0,17	2,93±0,16	0,373
CO FG ($g\ kg^{-1}$)	**0,8±0,06**	**1,78±0,11**	**0,013**
CO FM ($g\ kg^{-1}$)	1,05±0,46	1,74±0,17	0,2755
CO FF ($g\ kg^{-1}$)	13,79±1,12	13,45±0,73	0,1293
LB1	0,55±0,07	0,78±0,14	0,2057
LB2	**1,77±0,18**	**2,7±0,03**	**0,0071**
LB3	2,1±0,23	2,35±0,1	0,3718
PVA ($g\ l^{-1}$)	47,32+1,38	45,07+2,08	0,5961
PMA (g)	723,13+7,73	717,27+6,67	0,4175

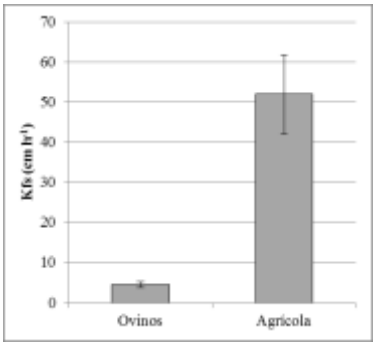
Por el contrario, el contenido de MO, el índice de MO (IMO), la Estabilidad Estructural con LB1 y LB3, el peso volumétrico de agregados (PVA) y el peso de mil agregados (PMA) no fueron afectados por el manejo. Los indicadores medidos en la capa 10-20 cm, no difirieron estadísticamente entre sí (Tabla 2).

Tabla 2. Valores medios para distintos indicadores de calidad de suelos, bajo dos manejos diferentes, para la profundidad 10-20 cm.

Variable/Manejo	Agrícola	Ovinos	p-valor
IMO	3,13±0,25	2,36±,25	0,3533
MO (%)	2,47±0,2	1,89±0,2	0,3730
CO FG (g kg^{-1})	0,35±0,05	0,42±0,11	0,5443
CO FM (g kg^{-1})	0,99±0,31	0,98±0,07	0,2627
CO FF (g kg^{-1})	12,99±1,32	9,57±1,18	0,2042

Los valores de infiltración fueron mayores para el manejo agrícola con respecto al manejo ganadero ovino (Fig.1) cuyos valores medios fueron de 51,95±9,96 y 4,53±0,73 cm h^{-1}, respectivamente ($p<0,0001$). Este resultado se debe a las diferencias en el sistema poroso generado por dos sistemas de labranza contrastantes (Galantini *et al.* 2006) y al colapso de macroporos producidos por el pisoteo animal (Kiessling *et al.*, 2008).

Figura 1. Infiltración del suelo (Kfs) para dos manejos diferentes de suelo.



Con respecto a la resistencia mecánica a la penetración (RM), el lote con manejo agrícola presentó menores valores que el manejo con pastoreo de ovinos hasta los 7,5 cm de profundidad; en la capa 10 a 20 cm, la relación se invirtió a favor del manejo ovino (Fig.2). Otros autores como Venanzi *et al.* (2002), Hamza & Anderson (2005) y Krüger *et al*. (2008), han registrado aumentos en la RM por pastoreo entre 2,5 y 7 cm de profundidad, en rotaciones mixtas bajo SD. Este comportamiento se debe al efecto del pisoteo animal producido en la superficie del suelo, por la pérdida de macroporos fundamentalmente (Iglesias *et al*., 2014). La mayor dureza registrada a partir de los 10 cm de profundidad en Agrícola, se atribuyó a la compactación generada por el tipo de labranza basado sobre herramientas de discos (Schmidt & Amiotti, 2015).

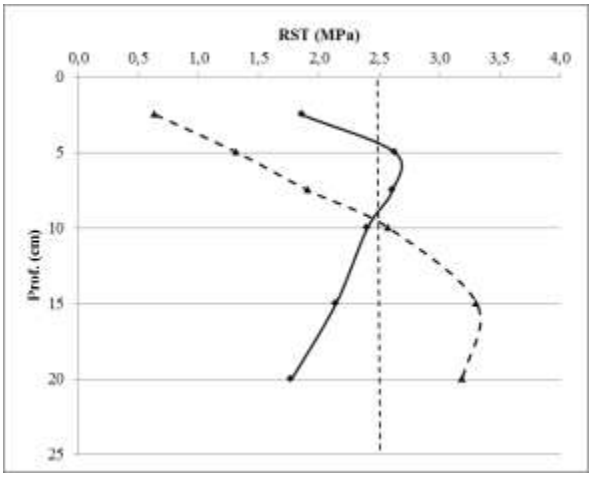


Figura 2. Resistencia mecánica a la penetración (MPa), para dos manejos contrastantes: ovinos (línea llena) y agrícola (punteado), medida cada 5 cm hasta los 20 cm de profundidad. La línea vertical punteada indica el valor considerado limitante para el crecimiento de raíces.

El perfil de suelo de Ovinos tuvo en promedio 80,6 mm de agua útil, 20 mm más que Agrícola (p=0,02). Esto se explicó por el mayor consumo del trigo al momento del muestreo respecto de la avena implantada en el lote Ovinos, que luego del pastoreo tenía poca biomasa disponible y bajos requerimientos hídricos (Fig. 3).

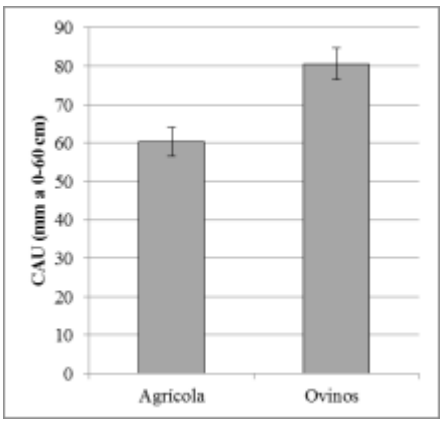


Figura 3. Contenido de agua útil (CAU) para la profundidad 0-60 cm, para dos manejos diferentes.

Teniendo en cuenta que el contenido de agua del suelo fue mayor en el manejo ovino que en el agrícola, la relación inversa entre RM y contenido de agua del suelo permite inferir que a similar contenido de humedad, la diferencia en la RM sería aún más evidente. El pastoreo ovino ha causado el endurecimiento de la capa más superficial (7,5 cm) por encima de los valores críticos para el crecimiento de las raíces, representados en la Fig. 2 por la línea vertical punteada (Pabin *et al*., 1998; Hamza & Anderson, 2005).

El análisis de componentes principales (CP) asoció las variables, mostrando para la primera profundidad estrecha relación positiva de los indicadores de calidad química (IMO, MO, CO FG y Pe) y la EE, bajo el pretratamiento de humedecimiento lento (LB2), con las muestras correspondientes al manejo de ovinos (Tabla 3). Las dos primeras CP, explicaron el 65% de la variabilidad de las muestras (Fig. 4) y de acuerdo al peso de las variables en cada una de ellas y a la posición de los individuos, puede destacarse que los casos correspondientes al manejo Ovino, tuvieron mayores valores relativos de Pe, MO, IMO, CO FG y EE LB2 que aquellos medidos para el manejo Agrícola. Esto incorpora variables nuevas con respecto a los resultados del ANOVA, como son el contenido de MO y el IMO.

Tabla 3. Composición de las dos primeras componentes principales con las variables medidas a 0-10 cm.

Variables	Eje 1	Eje 2
pH	-0,11	0,16
Pe	**0,36**	-0,05
MO total	**0,37**	-0,2
CO FG (g kg)	**0,35**	0,24
CO FM (g kg)	0,2	0,28
CO FF (g kg)	0,19	**-0,44**
IMO	**0,38**	-0,23
LB 1	0,26	0,29
LB 2	**0,35**	0,23
LB 3	0,31	-0,13
PMA	-0,07	-0,29
PVA (g/l)	-0,27	0,23
RM	0,14	**0,51**

La proyección ortogonal de los puntos sobre los vectores de las variables influyentes en el eje 2, indica que el manejo Agrícola tiene baja RM (favorable) pero muy poco CO asociado a las fracciones más resistentes (desfavorable). Esto indica degradación química por labranzas y cultivos repetidos sin reposición de nutrientes.

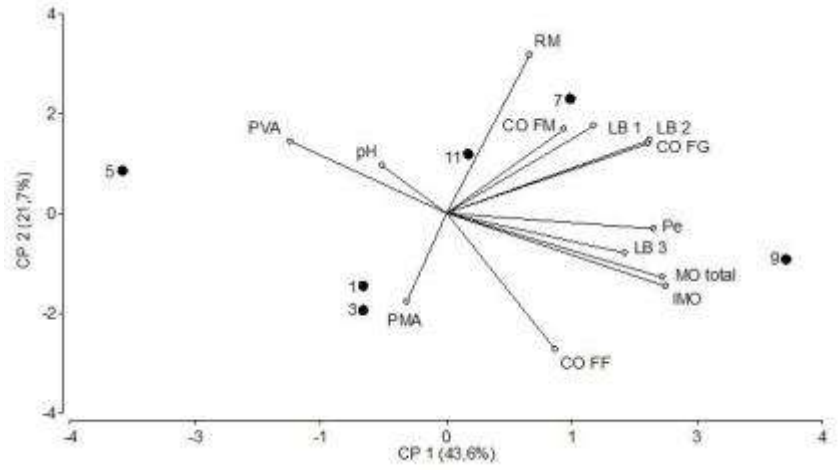


Figura 4. Biplot correspondiente a los resultados de la profundidad 0-10 cm, para dos manejos: Agrícola (casos 1, 3 y 5) y Ovino (7, 9 y 11). Variables: Pe: fósforo extractable; RM: resistencia mecánica; CO FG: carbono orgánico de la fracción gruesa (>100µm), FF: fracción fina (<50µm); Estabilidad estructural, método Le Bissonnais, con tres pretratamientos: LB1: humedecimiento rápido, LB2: humedecimiento lento, LB3: humedecimiento lento seguido de disrupción mecánica; MO: materia orgánica; IMO: Índice de materia orgánica; PVA: peso volumétrico de agregados; PMA: peso de mil agregados.

Producción de MS

La producción de biomasa por parte de la cebada fue de 3838±449 kg MS ha^{-1},distribuida en cuatro pastoreos entre los meses de Mayo y Octubre de 2017. Esto permitió sostener la carga animal sin limitantes de disponibilidad y alcanzar ritmos de engorde acordes a las expectativas del productor (Morris D, com. pers.).

La producción de biomasa de trigo reportada fue de 4300 kg ha-1, de los cuales 1200 kg ha-1 correspondieron a grano. Este valor es menor que el promedio de los últimos 20 años para la zona, de 2600 kg ha-1 (Ministerio de Agroindustria, 2018) y menor que el promedio registrado para la pasada campaña en dicho distrito, de 3800 kg ha^{-1} (Antonelli ME, com. pers.).

CONCLUSIONES

Los dos manejos evaluados tienen perfiles diferentes de ICS, siendo más deseables los registrados para el manejo ganadero con ovinos. La buena producción de MS lograda por la cebada forrajera implantada, permitió mantener animales en buen estado y realizar un engorde aceptable. Sería conveniente continuar con la evaluación de la producción obtenida con cada uno de los manejos y realizar un análisis económico comparativo. En base a los resultados de los ICS se puede concluir que el manejo con ovinos que se realiza en el establecimiento en estudio, sostiene mejores condiciones edáficas y no comprometería a largo plazo la fertilidad del lote. En este manejo debería prestarse atención a la variación de los indicadores físicos (RM e infiltración), en la capa superficial del suelo inmediatamente después de los pastoreos y su evolución en el tiempo para determinar posibles problemas a futuro. Por el contrario, en Agrícola se detectaron problemas de fertilidad química y física. El problema de endurecimiento reside principalmente en la capa 10-20 cm con valores probablemente limitantes para la penetración de raíces del trigo, sugiriendo la necesidad de verificar el grado de limitación y eventualmente utilizar alguna estrategia de descompactación.

BIBLIOGRAFÍA

- Bouyoucos, GJ. 1965. Hydrometer Method Improved for Making Particle Size Analyses of Soils. Agron. J. 54: 464-465.
- Bray, RH & LT Kurtz. 1945. Determination of total organic and available form of phosphorus in soil. Soil Sci. 59:39-45.

- Di Rienzo JA; F Casanoves; MG Balzarini; L González; M Tablada & CW Robledo. InfoStat versión 2012. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- Fernández, R; A Quiroga; C Alvarez; C Lobartini &E Noellemeyer. 2016. Valores umbrales de algunos indicadores de calidad de suelos en molisoles de la región semiárida pampeana. Ci. Suelo, 34 (2): 279-292.
- Galantini, JA. 2005. Separación y análisis de las fracciones orgánicas. En: Manual Tecnología en Análisis de Suelos: alcances a laboratorios agropecuarios. Marban L & S Ratto (Eds.) 1º edn. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo. - Buenos Aires, pág. 215.
- Galantini, JA ; JO Iglesias ; C Maneiro ; I Santiago & C Kleine. 2006. Sistemas de labranza en el sudoeste bonaerense. Efectos de largo plazo sobre las fracciones orgánicas y el espacio poroso del suelo. RIA, 35 (1): 15-30.
- Gianello, C & JM Bremner. 1986. A simple chemical method of assessing potentially available organic nitrogen in soil. Communications in Soil Science & Plant Analysis 17(2):195-214.
- Hamza M & W Anderson. 2005. Soil compaction in cropping systems. A review of the nature, causes and possible solutions. Soil Till. Res. 82: 121-145.
- Iglesias J, J Galantini, H Krüger & S Venanzi. 2014. Soil pore distribution as affected by cattle trampling under no-till and reduced-till systems. Agriscientia 31 (2): 93-102.
- Kiessling RJ, JA Galantini 1, JO Iglesias, H Krüger y S Venanzi. 2008. Efecto del pisoteo animal sobre la porosidad del suelo en lotes bajo siembra directa continua. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del suelo, Potrero de los Funes, San Luis, Argentina.
- Krüger H, Venanzi S & E de Sa Pereira. 2008. Efecto del pastoreo sobre la resistencia mecánica del suelo en sistemas de producción bajo siembra directa continua. CI. Suelo (Argentina) 26(2): 211-217.
- Le Bissonnais, Y, O Duval & H Gaillard. 2002. Fiche de protocole: Mesure de la stabilité d'agrégats de sols. INRA Orléans, Inuté de Science du Sol.
- Mc Bratney A, D Field y A Koch. 2014. The dimensions of soil security. Geoderma 213:203–213
- Ministerio de Agroindustria. 2018. Estimaciones agrícolas. Fecha de consulta Enero de 2018. https://www.agroindustria.gob.ar/datosagroindustriales/.
- Montanarella L. 2015. Govern our soils. Nature 528: 32-33.
- Nimmo JR, KM Schmidt, KS Perkins & JD Stock. 2009. Rapid Measurement of Field-Saturated Hydraulic Conductivity for Areal Characterization. Vadose Zone Journal 8:142-149. DOI: 10.2136/vzj2007.0159.
- Pabin J, J Lipiec, S Wlodek, A Biskupsky & A Kaus. 1998. Critical soil bulk density and strength for pea root growth as related to other soil factors. Soil Till. Res. 43: 206-208.
- Pieri, C. 1995. Long-term soil management experiments in semi-arid Francophone Africa. En: Lal, R. y B. Steward (Eds.). Soil Management: experimental basis for sustainablility and environmental quality. Lewis Publishers-CRC. FL, USA. 266 pp.
- Quiroga, AR, R Fernández, D Riestra, E Noellemeyer & N Peinemann. 2008. Influencia del manejo sobre la distribución del tamaño y estabilidad de agregados de suelos influenciados por variaciones en la granulometría y contenidos de materia orgánica. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de los Funes, San Luis, Argentina.
- Schmidt, ES & NM Amiotti. 2015. Propiedades edáficas superficiales en sistemas de agricultura de conservación en la región pampeana semiárida sur. Ci Suelo 33 (1): 79-88.
- Venanzi, S, E de Sa Pereira & H Krüger. 2002. La siembra directa y la ganadería. Efectos del pastoreo sobre la compactación a corto plazo. XVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Puerto Madryn, Chubut, Argentina.
- Walkley A & IA Black. 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titrationmethod. Soil Science. 37:29–37.
- Zilio JP. 2015. Aspectos de calidad de suelos representativos del sur de la provincia de Buenos Aires y efectos de la actividad agropecuaria sobre la misma. Tesis de Magister en Ciencias Agrarias. Universidad Nacional del Sur. 100 pp.

C4P152. EVALUACIÓN DE ALGUNAS PROPIEDADES FÍSICAS DE UN SUELO DEL SUDESTE BONAERENSE BAJO DISTINTOS SISTEMAS DE CULTIVO

Zubeldia, Tomás.; Agostini, María de los A.; Domínguez, Germán F.; Studdert, Guillermo A. y Tourn, Santiago N.

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata. Ruta 226 km 73,5. Balcarce. Buenos Aires. Argentina. dominguez.german.fca@gmail.com

RESUMEN

La rotación de cultivos, la inclusión de pasturas en la rotación y las labranzas son prácticas que ejercen una marcada influencia tanto sobre el funcionamiento del suelo, como sobre el comportamiento de los cultivos, condicionando las relaciones suelo-cultivo. El objetivo de esta experiencia fue evaluar el efecto de diferentes sistemas de cultivo (combinación de labranzas y rotaciones, SC) sobre la estabilidad de agregados (EA), la densidad aparente (DA), la resistencia mecánica a la penetración (RMP) en la capa arable y la velocidad de infiltración (VI) en un suelo del Sudeste Bonaerense. El experimento se realizó en un ensayo de rotaciones mixtas (cultivos y pasturas) y sistemas de labranza de larga duración, ubicado en la Unidad Integrada INTA Balcarce. Se evaluaron siete SC: pastura permanente (PP), agricultura permanente bajo siembra directa (SD) (SD100) y bajo labranza convencional (LC) (LC100), 50% del tiempo (3 años) agricultura y 50% del tiempo (3 años) pastura bajo SD (SD50) y bajo LC (LC50), y 75% del tiempo (9 años) agricultura y 25% del tiempo (3 años) pastura bajo SD (SD75) y bajo LC (LC75). En el otoño del año 2015 se determinó DA, EA, VI y RMP en la capa arable (0-20 cm). La PP presentó los menores valores de DA y cambio en el diámetro medio ponderado (CDMP). Por otro lado, presentó los mayores valores de VI, lo cual podría estar asociado a una mejora en la estructura del suelo (en términos de menor CDMP). Ello podría explicar sus valores intermedios de RMP. Por otro lado, aquellos SC menos intensificados (LC100 y SD100) presentaron los mayores valores de DA y CDMP, pudiendo ser consecuencia del menor tiempo con vegetación viva y mayores laboreos. Por otro lado, los SC con rotaciones mixtas (SD50, LC50, SD75 y LC75) tuvieron un comportamiento intermedio. Los mayores valores de DA y CDMP para agricultura continua (LC100 y SD100) con respecto a los SC bajo rotaciones mixtas (LC50, SD50, LC75 y SD75), no se vio reflejado en menores valores de VI, ni tampoco para RMP.

Palabras clave: Rotación de cultivos, Intensificación de la rotación, Sistemas de labranza

INTRODUCCIÓN

La factibilidad del logro de la sustentabilidad de la producción agropecuaria depende, en gran medida, del conocimiento de cómo las prácticas de manejo empleadas afectan al recurso suelo según sus características intrínsecas y las del paisaje en el que está inserto (Studdert, 2006). Las prácticas de manejo, tal como las labranzas, tienen efectos en el corto y en el largo plazo, modificando las condiciones biológicas, químicas y físicas del suelo, lo que repercute de manera directa sobre la sustentabilidad del sistema. Las labranzas han sido consideradas la causa de la aceleración de la mineralización de la materia orgánica (MO), y de la pérdida de nutrientes y de estabilidad estructural del suelo, siendo su efecto directamente proporcional a la agresividad, la intensidad y la frecuencia y depende de la oportunidad en que se las realice (Studdert *et al*., 1997).

La utilización de sistemas de labranza (SL) conservacionistas como es el caso de la siembra directa (SD), ha sido propuesta como una alternativa para disminuir los efectos negativos del uso de SL agresivos. La no remoción del suelo (excepto en la línea de siembra) y la disposición superficial de los rastrojos, contribuirían a la mejora de la condición física y de MO superficial del suelo. Para suelos del Sudeste Bonaerense (SB) bajo SD, se ha reportado un incremento del contenido de MO en superficie (0-5 cm) con respecto a SL con remoción (Eiza *et al*., 2006; Domínguez *et al*., 2009). Esto puede estar relacionado, por un lado, por la protección física de la MO por agregados que no se disturban, lo que provoca una menor tasa de mineralización. Por el otro, la disposición superficial de residuos provoca mayores aportes en los primeros centímetros, cuya descomposición es frecuentemente más lenta que cuando son incorporados. Dicha estratificación de la MO estaría asociada con una mejor condición física superficial de los suelos bajo SD (Domínguez *et al*., 2008). Si bien la SD puede conducir a mejorar la condición superficial del suelo, también es frecuente relacionarla con incrementos en la densidad aparente (DA), y/o la resistencia mecánica a la penetración (RMP) y con disminución de la velocidad de infiltración (VI) (Fabrizzi *et al*., 2005; Álvarez *et al*., 2009).

La inclusión de pasturas en la rotación es propuesta como una alternativa de intensificación para reducir los efectos de una agricultura continua a través del mantenimiento y/o acumulación de MO en el suelo (Studdert *et al*., 1997).

Los contenidos de MO y de sus componentes biológicamente activos, frecuentemente son mayores en suelos bajo pastura de largo tiempo y en rotaciones mixtas, en comparación con sistemas de agricultura continua (Domínguez *et al*., 2008). El efecto de las pasturas está asociado a la cobertura permanente de la superficie del suelo, a la acción física de sus raíces densas y fibrosas en profundidad que promueven la agregación por sus exudados, y al no laboreo del suelo durante el periodo de ocupación. Esto provocaría un mejoramiento de las condiciones biológicas, químicas y físicas, favoreciendo la formación y estabilización de agregados, contribuyendo a la sustentabilidad productiva a través de la recuperación de las propiedades afectadas durante el periodo agrícola (Studdert *et al*., 1997; Agostini *et al*., 2014b).

La rotación de cultivos, la inclusión de pasturas en la rotación y las labranzas son prácticas que ejercen una marcada influencia tanto sobre el funcionamiento del suelo, como sobre el comportamiento de los cultivos, condicionando las relaciones suelo-cultivo (Studdert & Echeverría, 2000). En las últimas décadas, tanto en el SB como en otras regiones con suelos de aptitud agrícola, ha disminuido la actividad ganadera y con ello la superficie ocupada por pasturas. Dicha disminución ha sido compensada por el incremento de superficie bajo agricultura y, en especial, por el cultivo de soja (*Glycine max* (L) Merr.) bajo SD. En el SB, los suelos presentan textura franca en el horizonte superficial, con niveles actuales de 5-6 % de MO. Si bien este contenido es menor que el de su condición prístina (Sainz Rozas *et al*., 2011), es una característica que confiere resiliencia a los suelos del SB ante las prácticas de manejo que se les realizan. El objetivo de esta experiencia fue evaluar el efecto de diferentes sistemas de cultivo (combinación de labranzas y rotaciones, SC) sobre la estabilidad de agregados (EA), la DA, la RMP en la capa arable y la VI.

MATERIALES Y MÉTODOS

El sitio experimental corresponde a un ensayo de rotaciones mixtas (cultivos y pasturas) y sistemas de labranza de larga duración iniciado en 1976 en Balcarce (37º 45´S; 58º 18´W) sobre un suelo Argiudol típico (Soil Survey Staff, 2014) serie Mar del Plata (INTA, 1979) con variabilidad en la profundidad de la tosca entre los 90 y 130 cm de profundidad. La textura superficial es franca con menos de 2% de pendiente (baja incidencia de la erosión). Desde su inicio 1976 y hasta 1993 se implementaron rotaciones mixtas bajo labranza convencional con arado de rejas (LC), alternando ciclos agrícolas y de pasturas con diferente duración (Studdert *et al*., 1997). A partir de 1994 se definieron diferentes SC que comprendían rotaciones de cultivos y dos SL contrastantes (LC y SD). El diseño del experimento es en bloques completos aleatorizados y tres repeticiones. Los SC definidos fueron (Tabla 1): pastura permanente (PP), agricultura permanente bajo SD (SD100) y bajo LC (LC100), 50% del tiempo (3 años) agricultura y 50% del tiempo (3 años) pastura bajo SD (SD50) y bajo LC (LC50), y 75% del tiempo (9 años) agricultura y 25% del tiempo (3 años) pastura bajo SD (SD75) y bajo LC (LC75). La secuencia de cultivos en los períodos bajo agricultura es maíz (*Zea mays* L.) - soja - trigo (*Triticum aestivum* L.). Los cultivos agrícolas fueron realizados y manejados según las prácticas habituales para la región. Las parcelas bajo PP (Tabla 1) fueron sembradas en 1994 con una mezcla compuesta por festuca (*Festuca arundinacea* Schreb.) y trébol blanco (*Trifolium repens* L.). Para el período bajo pasturas en SD50, LC50, SD75 y LC75 se sembró una mezcla de pasto ovillo (*Dactilis glomerata* L.), trébol rojo (*Trifolium pratense* L.), raigrás perenne (*Lolium perenne* L.) y trébol blanco (*Trifolium repens* L.).

Tabla 1. Sistemas de cultivo (SC) correspondientes a la segunda fase del experimento. PP: pastura; LC: labranza convencional; SD: siembra directa; 50, 75 y 100: indican el porcentaje del tiempo bajo agricultura. M: Maíz, S: Soja y T: Trigo.

Sistema de cultivo	Año																					
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP	PP
LC50	PP	PP	PP	M	S	T	PP	PP	PP	M	S	T	PP	PP	PP	M	S	T	PP	PP	PP	M
SD50	PP	PP	PP	M	S	T	PP	PP	PP	M	S	T	PP	PP	PP	M	S	T	PP	PP	PP	M
LC75	PP	PP	PP	M	S	T	M	S	T	M	S	T	PP	PP	PP	M	S	T	M	S	T	M
SD75	PP	PP	PP	M	S	T	M	S	T	M	S	T	PP	PP	PP	M	S	T	M	S	T	M
LC100	M	S	T	M	S	T	M	S	T	M	S	T	M	S	T	M	S	T	M	S	T	M
SD100	M	S	T	M	S	T	M	S	T	M	S	T	M	S	T	M	S	T	M	S	T	M

En otoño de 2015 (fin de período bajo pastura en los tratamientos con 50% de pasturas, Tabla 1) se extrajeron muestras de suelo de la capa arable (20 cm) para la determinación de la DA (Agostini *et al*., 2014a) y EA (de Leenher y de Boodt, 1958). Por otro lado, se realizaron determinaciones *in situ* de RMP y VI (USDA, 1999). La EA será expresada en términos de cambio en el diámetro medio ponderado (CDMP). En el caso de la DA y la EA, las mismas serán presentadas para las profundidades 0-5 cm, 5-20 cm y 0-20 cm (promedio ponderado de los estratos 0-5 cm y 5-20 cm). Se extrajeron muestras de suelo para la determinación de contenido de agua inicial por el método gravimétrico en el sector donde se midió la VI. Para cada variable se realizó un análisis de varianza incluyendo los SC mencionados. Cuando las diferencias fueron significativas (p<0,05) se realizó la comparación de medias mediante el test de mínima diferencia significativa (LSD). Los análisis estadísticos se realizaron utilizando el software estadístico INFOSTAT (Di Rienzo *et al.*, 2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La EA es el parámetro físico más sensible a los cambios producidos en el suelo por el uso agrícola (Aparicio y Costa, 2007) y la magnitud de su cambio puede relacionarse con las prácticas de manejo (Roldán *et al*., 2014). En esta experiencia, la EA (en términos de CDMP) fue significativamente diferente entre los SC en todas las profundidades analizadas (Tabla 2). En los estratos 0-5 cm y 0-20 cm (Tabla 2), PP, LC50, SD50 y SD75 presentaron los menores valores de CDMP. Estos valores más bajos de CDMP podrían estar asociados a la menor remoción de suelo (tratamientos bajo SD) y el incremento en la actividad de raíces y producción de biomasa aérea en las pasturas (tratamientos con 50% de agricultura que al momento de muestreo se encontraba sobre pastura (Tabla 1) y PP). Estos resultados coinciden y confirman lo reportado por Eiza *et al* (2006) y Agostini *et al* (2012), quienes trabajaron en el mismo sitio experimental. Cabe destacar que 3 años de pastura en la rotación (LC50 y SD50), permitieron lograr mantener valores de CDMP cercanos a los obtenidos en PP. El mayor valor de CDMP lo presentó LC100, lo cual podría deberse a menores contenidos de COT debidos a que el continuo laboreo del suelo expone las partes lábiles de la MO protegida en agregados a la mineralización (Costa *et al.,* 2015). Los SC LC75 y SD100 presentaron valores intermedios, lo cual podría estar asociado al efecto beneficioso de la inclusión de pasturas en la rotación (LC75, finalizada seis años antes (Tabla 1)) y la agricultura continua bajo SD. Ambas prácticas de manejo habrían ayudado a mantener valores de CDMP por debajo de los obtenidos con LC100. En el caso de la profundidad 5-20 cm (Tabla 2), los menores valores de CDMP los presentaron PP, LC50 y SD75, no existiendo diferencias significativas entre LC50 y SD50. Los SC bajo agricultura continua (LC100 y SD100), no presentaron diferencias significativas entre ellos, pero se pudo observar una tendencia a mayores valores de CDMP bajo LC100.

Tabla 2. Cambio en el diámetro medio ponderado de 0-5 cm, 5-20 cm y 0-20 cm. de profundidad para los distintos sistemas de cultivo. PP: pastura permanente; LC: labranza convencional; SD: siembra directa; 50, 75 y 100 indican el porcentaje de agricultura en la rotación. Letras diferentes representan diferencias significativas entre sistemas de cultivo. Los valores a la derecha de la media indican error estándar.

Sistema de Cultivo	Cambio en el diámetro medio ponderado		
	Profundidad (cm)		
	0-5	5-20	0-20
	----------mm----------		
PP	0,17±0,03 a	0,22±0,03 a	0,21±0,03 a
LC50	0,27±0,03 a	0,43±0,04 ab	0,39±0,03 a
SD50	0,22±0,03 a	0,54±0,14 b	0,46±0,01 a
LC75	0,65±0,10 b	0,87±0,06 c	0,81±0,07 b
SD75	0,28±0,07 a	0,51±0,14 ab	0,46±0,12 a
LC100	0,91±0,03 c	1,38±0,14 d	1,26±0,10 c
SD100	0,51±0,05 b	1,07±0,11 cd	0,93±0,10 b

La EA se asocia a propiedades edáficas que hacen a la dinámica del agua y del aire en el suelo, la geometría de poros y la resistencia a la erosión. En esta experiencia, hubo efecto significativo de los SC sobre la DA en todas las profundidades analizadas (Tabla 3). En los primeros 5 cm de profundidad (Tabla 3), los menores valores de DA los presentaron PP y SD50, mientras que LC100 presentó los mayores valores de DA, y el resto de los SC analizados, valores

intermedios. En la profundidad 5-20 cm y 0-20 cm (Tabla 3), los menores valores de DA los presentaron PP y LC50. En el caso del resto de los SC, se observó un incremento de los valores de DA con el incremento del porcentaje de agricultura en la rotación. Cabe destacar que los valores más altos de DA registrados en esta experiencia no alcanzaron el umbral propuesto por la bibliografía (1,4 $Mg*m^{-3}$; Griffith *et al.*, 1977) a partir del cual se afecta el normal desarrollo vegetal.

Tabla 3. Densidad aparente a 0-5 cm, 5-20 cm. y 0-20 cm. de profundidad para los distintos sistemas de cultivo. PP: pastura permanente; LC: labranza convencional; SD: siembra directa. 50, 75 y 100 indican el porcentaje de agricultura en la rotación. Letras diferentes indican diferencias significativas entre sistemas de cultivo. Los valores a la derecha de la media indican error estándar

Sistema de Cultivo	Densidad aparente		
	Profundidad (cm)		
	0-5	5-20	0-20
	----------$Mg*m^{-3}$----------		
PP	1,03±0,04 a	1,20±0,03 a	1,15±0,03 a
LC50	1,13±0,03 b	1,17±0,02 a	1,16±0,02 ab
SD50	1,05±0,03 a	1,25±0,01 b	1,20±0,01 bc
LC75	1,21±0,03 c	1,26±0,02 b	1,25±0,01 cd
SD75	1,16±0,01 bc	1,29±0,02 bc	1,26±0,01 de
LC100	1,30±0,02 d	1,30±0,02 bc	1,30±0,02 e
SD100	1,18±0,01 bc	1,32±0,01 c	1,29±0,01 de

Con respecto a la RMP, hubo diferencias entre los SC en todas las profundidades analizadas (Figura 1). Los SC SD100, SD75 y LC50 presentaron los mayores valores de RMP entre 2,5 y 5,0 cm de profundidad. A partir de dicha profundidad y hasta los 12,5 cm, aquellos SC bajo SD presentaron mayor RMP que los tratamientos que se realizaron bajo LC. El continuo tráfico de maquinarias, generalmente muy pesadas, y la falta de remoción del suelo bajo SD, podrían producir un aumento de la RMP bajo este SL (Fabrizzi *et al.*, 2005). Por otro lado, la PP mostró un comportamiento intermedio (Figura 1), posiblemente asociado a mayores valores de EA (en términos de CDMP, Tabla 2), como consecuencia de que el penetrómetro debe ejercer mayor presión para atravesar agregados más estables y densas masas de raíces, y no debido a la presencia de capas compactadas.

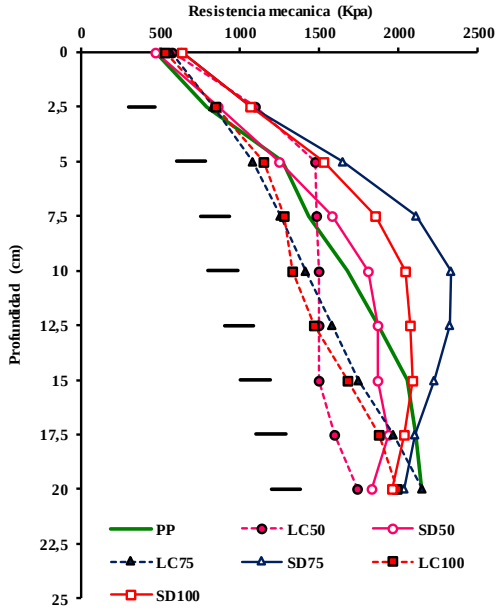


Figura 1. Resistencia mecánica a la penetración hasta los 20 cm de profundidad para los sistemas de cultivo. PP: pastura permanente; LC: labranza convencional; SD: siembra directa; 50, 75 y 100 indican el porcentaje de agricultura en la rotación. Las barras horizontales indican diferencia mínima significativa entre sistemas de cultivo para cada profundidad de medición.

Con respecto a la VI, hubo diferencias significativas entre los SC, en las dos corridas de lámina analizadas (Figura 4). La PP presentó los mayores valores de VI en ambas corridas de lámina. Este comportamiento podría estar asociado a una mejor estructuración del suelo (en términos de menor CDMP, Tabla 2), menor DA (Tabla 3) y valores intermedios de RMP (Figura 1) con respecto al resto de los SC analizados. Por otro lado, el tratamiento SD75 registró mayores valores de VI respecto a LC75. El resto de los SC (LC50, SD50, LC100 y SD100) no presentaron diferencias en la VI, en ninguna de las corridas de lámina analizadas. Cabe destacar que, si bien se registraron diferencias entre SC sobre la humedad gravimétrica, no se halló relación significativa entre la misma y la VI, según análisis de covarianza.

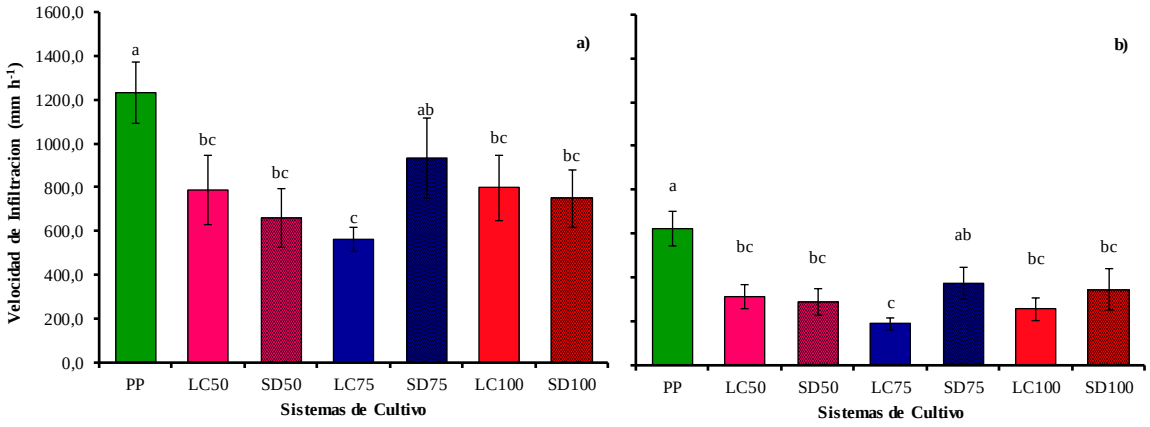


Figura 2. Velocidad de infiltración en a) la corrida de lámina 1 y b) la corrida de lámina 2 para los distintos sistemas de cultivo. PP: pastura permanente; LC: labranza convencional; SD: siembra directa. 50, 75 y 100 indican el porcentaje de agricultura en la rotación. Letras diferentes indican diferencias significativas (p<0,05) entre sistemas de cultivo. Las barras verticales en cada columna indican error estándar de la media.

CONCLUSIONES

Para las condiciones de este experimento, la implementación de SC provocó un efecto diferencial sobre las propiedades físicas analizadas. Luego de 21 años, PP presentó los menores valores de DA y CDMP (mayor EA). Por otro lado, presentó los mayores valores de VI, lo cual podría estar asociado a una mejora en la estructura del suelo (en términos de menor CDMP). Ello podría explicar sus valores intermedios de RMP. Por otro lado, aquellos SC menos intensificados (LC100 y SD100) presentaron los mayores valores de DA y CDMP, pudiendo ser consecuencia del menor tiempo con vegetación viva y mayores laboreos. Por otro lado, los SC con rotaciones mixtas (SD50, LC50, SD75 y LC75) tuvieron un comportamiento intermedio. Los mayores valores de DA y CDMP para agricultura continua (LC100 y SD100) con respecto a los SC bajo rotaciones mixtas (LC50, SD50, LC75 y SD75), no se vio reflejado en menores valores de VI, ni tampoco para RMP.

AGRADECIMIENTOS

La información presentada en este trabajo forma parte de la Tesis de Grado (Carrera de Ingeniería Agronómica) del primer autor en la Facultad de Ciencias Agrarias. Este trabajo fue financiado con fondos de proyectos de investigación de la Universidad Nacional de Mar del Plata (AGR 481/15, AGR 518/16), de la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (PICT 2012-1092) y del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (PNCYO 1127032).

BIBLIOGRAFÍA

- Agostini, MA; GA Studdert & GF Domínguez. 2012. Relación entre en cambio en diámetro medio de los agregados y el carbono orgánico y sus fracciones. Actas XIX Congreso Latinoamericano y 23° Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina. Abril 2012. En CD.
- Agostini, MA; MA Monterubbianesi; GA Studdert & S Maurette. 2014a. Un método simple y práctico para la determinación de densidad aparente. Ciencia del Suelo. 32:171-176.
- Agostini, MA; GA Studdert; GF Domínguez & SN Tourn. 2014b. Intensificación de uso del suelo en sudeste bonaerense: Impacto sobre algunas variables edáficas. Actas XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.

II Reunión Nacional Materia Orgánica y Sustancias Húmicas. Bahía Blanca, Buenos Aires, Argentina. Mayo 2014. En CD.

- Álvarez, C; MA Taboada; F Gutiérrez Boem, F; A Bono; P Fernández & P Prystupa. 2009. Topsoil properties as affected by tillage systems in the rolling Pampa region of Argentina. Soil Sci. Soc. Am. J. 73:1242-1250.
- Aparicio, VC & JL Costa. 2007. Soil quality indicators under continuous cropping systems in the Argentinean Pampas. Soil Tillage Res. 96:155-165.
- Costa, JL; V Aparicio & A Cerdà. 2015. Soil physical quality changes under different management systems after 10 years in the Argentine humid Pampa. Solid Earth. 6:361-371.
- de Leenher, L & M de Boodt. 1958. Determination of aggregate stability by change in mean weight diameter. Proc. Int. Symp. On Soil Structure. Medelingen. Van de Landbowhoge School. Ghent, Bélgica. pp. 290-300.
- Di Rienzo JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2016. InfoStat versión 2017. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Domínguez, GF; A Andersen & GA Studdert. 2008. Cambios en la estabilidad de agregados en distintos sistemas de cultivo bajo siembra directa y labranza convencional. Actas XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de Funes, San Luis, Argentina. Mayo 2008. En CD.
- Domínguez, GF; NV Diovisalvi; GA Studdert & MG Monterubbianesi. 2009. Soil organic C and N fractions under continuous cropping with contrasting tillage systems on mollisols of the southeastern pampas. Soil Tillage Res. 102:93-100
- Eiza, MJ; GA Studdert & GF Domínguez. 2006. Dinámica de la materia orgánica del suelo bajo agricultura continua: I. Materia orgánica total. Actas XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Salta-Jujuy, Argentina. Septiembre 2006. En CD.
- Fabrizzi, KP; FO García; JL Costa & LI Picone. 2005. Soil water dynamics, physical properties and corn and wheat responses to minimum and no-tillage systems in the southern Pampas of Argentina. Soil Tillage Res. 81:57–69.
- Griffith, DR.; JV Mannering & WC Moldenhawer. 1977. Conservation tillage in the eastern Corn Belt. J. Soil Water Conserv. 32:20-28.
- INTA. 1979. Carta de suelos de la República Argentina. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Secretaría de Agricultura, Ganadería y Pesca, Buenos Aires, Argentina. Hoja 3757-31 Balcarce. 76 p.
- Roldán, MF; GA Studdert; CC Videla; S San Martino & LI Picone. 2014. Distribución de tamaño y estabilidad de agregados en molisoles bajo labranzas contrastantes. Ciencia del Suelo 32:247-257.
- Sainz Rozas, HR; HE Echeverría & HP Angelini. 2011. Niveles de materia orgánica y de pH en suelos agrícolas de la región pampeana y extrapampeana Argentina. Ciencia del Suelo 29:29-37.
- Soil Survey Staff. 2014. Keys to soil taxonomy. USDA, Natural Resources Conservation Service. Washington, DC, USA. 372 p.
- Studdert, G.A. 2006. Ensayos de larga duración de rotaciones y labranzas: la experiencia de la Unidad Integrada Balcarce. Taller "Sustentabilidad Agrícola: el rol de los Ensayos de Larga Duración". Material "Jornada-Taller 30° Aniversario Ensayo de Rotaciones Mixtas y Laboratorio de Servicio de Suelo", Unidad Integrada Balcarce, Balcarce, Buenos Aires, Argentina, 21-22 de noviembre de 2006. En CD.
- Studdert, GA & HE Echeverría. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. Soil Sci. Soc. Am. J. 64:1496-1503.
- Studdert GA; HE Echeverría & EM Casanovas. 1997. Crop-pasture rotation for sustaining the quality and productivity of a Typic Argiudoll. Soil Sci. Soc. Am. J. 61:1466-1472.
- USDA. 1999. Soil Quality Test Kit Guide. USDA-Agriculture Research Service, Soil Conservation Service, Washington (DC), USA. 82 p.

C5P1. SISTEMA DE INFORMACIÓN DE SUELOS DEL INTA (SISINTA): PRESENTE Y FUTURO

Angelini, Marcos E.[1]; Rodríguez, Darío M.[1]; Olmedo, Guillermo F.[2]; Pasquier, Mauricio L.[3]; Schulz, Guillermo A.[1]; Aleksa, Alicia S.[1]; Angelini, Hernán P.[4]; Babelis, Germán C.[5]; Barrios, Raúl A.[6]; Bustos, María V.[7]; Carboni, Gervasio[1]; Casabella, Maria P.[10]; Colazo, Juan C.[8]; de Bustos, María E.[9]; de la Fuente, Juan C.[1]; Díaz, Ricardo C.[1]; Di Fede, Beatríz E.[1]; Escobar, Dardo [10]; Escobar, Liliana E.[6]; Faule, Lautaro [11]; Garay, Jorge M. [6]; Godagnone, Rubén E.[1]; Hurtado, Paula [8]; Irigoin, Julieta[1]; Kurtz, Ditmar B.[6]; Liotta, Mario A.[5]; Medina Herrera, Daniela [10]; Miraglia, Horacio N.[1]; Morales Poclava, Maria C.[12]; Navarro, María F.[1]; Rigo, Santiago [1]; Rossi, Juan P.[1]; Sánchez, Julio M.[1]; Valdettaro, Rocío A.[8]; Vicondo, Manuel E.[7] yVizgarra, Lidia A.[13]

[1] INTA-CIRN, Instituto de Suelos, N. Repetto y Los Reseros s/n, Hurlingham (1686), Buenos Aires, Argentina; [2] INTA EEA Mendoza, San Martín 3853, Luján de Cuyo (5507), Mendoza, Argentina;[3] programador Freelance; [4] INTA EEA Balcarce, Ruta 226 Km 73,5 Balcarce (7620), Buenos Aires, Argentina;[5] INTA EEA San Juan, Calle 11 y Vidart, Villa Aberastain (5427), San Juan, Argentina;[6] INTA EEA Corrientes, Ruta Nacional 12 Km 1008, Corrientes, Argentina;[7] INTA EEA Manfredi, Ruta Nacional 9 km 636 Manfredi (5988), Córdoba, Argentina;[8] INTA EEA San Luis, Ruta Nacional 7 y 8, Villa Mercedes (5730), San Luis, Argentina; [9] INTA EEA Catamarca, Ruta Provincial Nº 33 km 4, Sumalao (4705), Valle Viejo, Catamarca, Argentina; [10] Ministerio de Agroindustria, Av. Paseo Colón 982 (C1063ACW) CABA Argentina;[11] Contrato Fundación ArgenInta; [12] INTA EEA Salta, Ruta Nacional 68 Km 172, Cerrillos (4403), Salta, Argentina; [13] INTA EEA Quimilí. Ruta Provincial Nº 6 Km 9 (3740) Quimili, Santiago del Estero. angelini.marcos@inta.gob.ar

RESUMEN

Durante más de 30 años, a partir de 1964, en Argentina se relevó casi la totalidad del territorio con la finalidad de elaborar mapas de suelos. En ese lapso de tiempo, fue necesaria la descripción y muestreo de más de 10.000 perfiles. Gran parte de esa labor se encuentra en la actualidad únicamente preservada en formato papel, con el consiguiente riesgo de sufrir pérdidas y/o deterioro con el paso del tiempo. Por tal motivo, en 2011 se crea el Sistema de Información de Suelos del INTA (SISINTA), una plataforma de software abierto compuesta por una base de datos espacial y una interfaz web de usuario. La interfaz gráfica permite la carga de datos de forma simple y rápida. El formato de carga simula las planillas de campo utilizadas por INTA para la descripción de suelos, respetando la organización de estos datos. Estos datos pueden ser posteriormente descargados mediante la opción de búsqueda y exportación. El sistema además cuenta con un servicio de web-mapping que permite la visualización, y selección de perfiles en base a su distribución geográfica.

Palabras clave: base de datos, repositorios digitales, perfiles edáficos

INTRODUCCIÓN

Desde mediados de la década del 60, y de manera casi ininterrumpida durante más de treinta años, en Argentina se relevó casi la totalidad del territorio con el fin elaborar los mapas de suelos nacionales a través del Plan Mapa de Suelos de la RegiónPampeana(INTA, 1964). El Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) fue el organismo que lideró la iniciativa y el responsable de la elaboración de la cartografía de suelos a diferentes escalas. Publicaciones como el Atlas de Suelos de la República Argentina, escalas 1:500.000 y 1:1.000.000 (SAGyP - INTA, 1990), las cartas de suelos provinciales (escalas 1:50.000 y 1:100.000) y el Mapa de Suelos de la Provincia de Buenos Aires, escala 1: 500.000 (SAGyP-INTA, 1989) se encuentran entre los logros más significativos de esa etapa.

Para la realización de la cartografía de suelos nacional fue necesaria la descripción y muestreo de más de 10.000 perfiles, muchos de los cuales fueron seleccionados para ser representativos de las áreas que ocupaban. Si bien parte de la información relevada fue publicada en mapas o cartas de suelos, en muchos casos los datos de campo están preservados únicamente en formato papel, con el consiguiente riesgo de sufrir pérdidas y/o deterioro con el paso del tiempo.

Esta situación no ha sido exclusiva de la Argentina, ya que experiencias semejantes se llevaron a cabo en otros países como Brasil, donde un proceso similar derivó en el desarrollo del Sistema de información de suelos brasileños (Simoes*et al.*, 2015). Con el mismo objetivo de salvaguardar la información y hacerla accesible, el ISRIC - WorldSoilInformation desarrolló WoSIS, una base de datos espacial georeferenciada de perfiles de suelos (Batjes, N. et al., 2016). Una publicación reciente presenta un detalle a nivel mundial de este tipo de proyectos (Arrouays*et al.*, 2017).

En este contexto, en el año 2011 se crea el Sistema de Información de Suelos de INTA (SISINTA), disponible en la URL http://sisinta.inta.gob.ar. Con SISINTA se busca, además de salvaguardar los datos primarios, hacerlos accesibles para los usuarios a través de una plataforma que permita su visualización y facilite su armonización. El objetivo de esta comunicación es describir las características del sistema así como de los datos de los perfiles de suelos que se encuentran en la base de datos.

SISINTA como plataforma de datos de suelos

El SISINTA es una plataforma de software abierto compuesta por una base de datos espacial y una interfaz web de usuario. La interfaz gráfica permite la carga de datos de forma simple y rápida, ya que el formato de carga simula las planillas de campo utilizadas por INTA para la descripción de suelos, respetando la organización de estos datos. Cuenta con una sección donde se detallan las características del paisaje, otra de descripción de propiedades de los horizontes o capas del suelo, una solapa de datos analíticos, y un mapa con la ubicación del perfil. Además, presenta la opción de adjuntar fotos y documentos que aporten información adicional al perfil de suelo. Estos datos pueden ser posteriormente descargados mediante la opción de búsqueda y exportación a un archivo de texto separado por comas (formato csv). El sistema además cuenta con un servicio de web-mapping que permite la visualización y selección de perfiles en base a su distribución geográfica.

El desarrollo de SISINTA se realiza en un sistema de control de versión llamado Git (Torvalds&Hamano, 2010) y se encuentra alojado en GitHub, una plataforma para proyectos versionados (https://github.com/INTA-Suelos/SiSinta). Este tipo de desarrollo permite, entre otras características, que SISINTA pueda ser adoptado y/o modificado por otras instituciones, así como también que nuevos módulos puedan ser implementado por terceras partes, contribuyendo al crecimiento del sistema. El lenguaje de programación de SISINTA es Ruby onRails (Bächle&Kirchberg, 2007). El sistema es capaz también de intercambiar datos con otras bases de datos de suelo y almacenar datos localmente como una forma de preservar su soberanía.

La base de datos de SISINTA

El SISINTA es también una base de datos colaborativa que cuenta con más de 4.300 perfiles de suelo, de los cuales 3.600 presentan sus coordenadas geográficas. La estructura de base de datos contiene más de cien variables geográficas, morfológicas y analíticas de cada perfil de suelo. Dado que algunos de los perfiles cargados aún se encuentran bajo análisis, se mantienen como con acceso restringido. Esta capacidad del sistema de discriminar entre datos de libre acceso (públicos) y de acceso restringido (privados) posibilita a que cualquier institución u organización interesada en cargar sus datos de suelo puede utilizar SISINTA como plataforma, y a la vez, restringir el acceso de aquellos datos bajo análisis, pero siempre manteniendo la propiedad intelectual de la información generada. De esta manera, sólo se comparte la localización geográfica y denominación del perfil, permitiendo que terceras partes puedan consultar al propietario sobre el uso de los datos privados.

La Tabla 1 y Figura 1 muestran la distribución espacial de perfiles georreferenciados (públicos y privados) por provincia colectados hasta el momento. Puede observarse que la distribución es bastante dispar entre provincias, y también dentro de cada provincia. Aunque esta situación refleja el estado actual de la base de datos, el volumen y distribución de perfiles de suelos existentes es mucho mayor. El INTA aún tiene datos de perfiles que están siendo actualmente digitalizados, pero también se estima que universidades y organismos provinciales podrían colaborar con datos con los cuales incrementar la base de datos de SISINTA.

La construcción de esta base de datos ha permitido el desarrollo de nuevos productos, como por ejemplo el desarrollo de cartografía digital de suelo en base al modelado de ecuaciones estructurales (Angelini et al., 2017) y el mapa de carbono orgánico del suelo de Argentina, como aporte al mapa mundial de carbono orgánico de suelo (FAO, 2017). El aporte de SISINTA tanto a la comunidad científica como a otros usuarios de información de suelos presenta un gran potencial, ya que el análisis de la información básica recolectada por diferentes grupos, no quedaría restringida al grupo que la recabó, sino que podría ser integrada en trabajos más complejos. Ello posibilita hacer un uso más eficiente de la información, vincular distintos grupos de trabajo y mejorar la calidad y cantidad de estudios de un recurso tan importante como es el suelo.

Tabla 1: Número de perfiles disponibles por provincia.

Provincia	Número de perfiles
BUENOS AIRES	1.036
ENTRE RÍOS	316
SAN LUIS	311
CORRIENTES	304
MENDOZA	266
CÓRDOBA	241
SALTA	221
SANTA FE	210
NEUQUÉN	108
SANTIAGO DEL ESTERO	96
SAN JUAN	77
FORMOSA	61
CHUBUT	55
TUCUMÁN	53
LA PAMPA	51
MISIONES	45
SANTA CRUZ	43
RÍO NEGRO	39
LA RIOJA	38
TIERRA DEL FUEGO, ANTÁRTIDA E ISLAS DEL ATLÁNTICO SUR	38
JUJUY	21
CHACO	20
CATAMARCA	17
TOTAL	3667

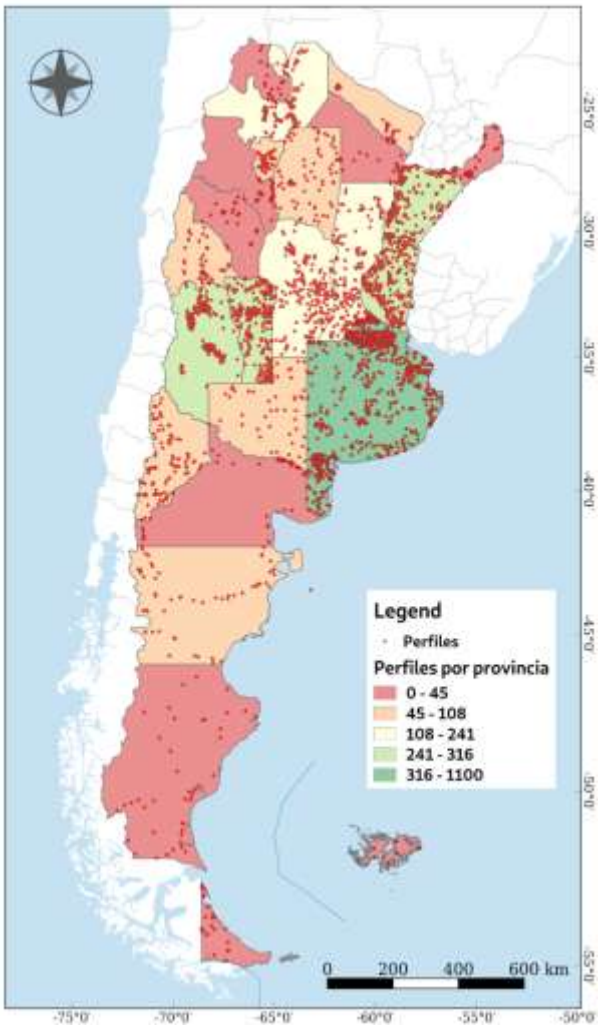


Figura 1: Distribución de perfiles de suelos por provincia.

El futuro de SISINTA

El sistema informático de SISINTA se encuentra en constante desarrollo. Hacia futuro no sólo se planea mejorar las características actuales de búsqueda y exportación de datos, sino también incorporar herramientas de visualización y análisis de datos, tal como puede realizarse con el paquete AQP (por las siglas en Inglés, *AlgorithmsforQuantitativePedology*) (Beaudette*et al.*, 2013), y la conexión con otras bases de datos, como ser WoSIS (Batjes*et al.*, 2017) y SISLAC (https://github.com/FAO-GSP/SISLAC).

En cuanto a la base de datos de SISINTA, se espera que esta siga incrementando el número de perfiles a través de la incorporación de datos que se encuentran en las distintas reparticiones de INTA, así como también en otros organismos gubernamentales o de ciencia y técnica que decidan sumarse a esta iniciativa. Por ejemplo, se planea que para fines de 2018 se incorporen una gran cantidad de perfiles de suelos del Atlas de Suelos de la República Argentina, que cubrirán zonas con baja densidad de muestras, como son San Juán y las provincias de la Patagonia. Próximamente se incorporarán también perfiles correspondientes a la región Antártica correspondientes al estudio realizado por Godagnone (2001), lo cuál convertirá a SISINTA en la única base de datos de suelos de libre acceso con datos en este continente. El aumento en la participación de grupos portadores de datos de suelos beneficiará, no solo al INTA, sino a toda la comunidad a través del incremento de estudios de suelos y de la creación de nuevos mapas que ayuden a una mejor toma de decisiones en el manejo de este recurso.

CONCLUSIONES

En este manuscrito se describieron las principales características de SISINTA en cuanto a las capacidades del sistema así como también a los datos que componen su base de datos. Las principales conclusiones de dicho trabajo son:

- SISINTA es la primer plataforma colaborativa de Argentina para el almacenamiento de datos de suelos de acceso libre.
- Dado que SISINTA ha sido desarrollado bajo normas del software libre, su desarrollo y modificación está al alcance no solo del INTA, sino también de cualquier institución pública o privada que tenga interés en la misma.
- SISINTA es el primer sistema de Argentina que permite compartir datos de suelos entre reparticiones del INTA, así como también entre instituciones públicas y privadas, nacionales e incluso internacionales.
- Se espera que SISINTA promueva a la comunidad técnica y científica al desarrollo de nuevos estudios, tal como ha sido el mapa de carbono orgánico global de la FAO, y que aliente a los portadores de datos de suelos a sumarse a este proyecto.

AGRADECIMIENTOS

El desarrollo de SISINTA ha sido financiado a través de los siguientes proyectos INTA: AERN 295521 (https://inta.gob.ar/proyectos/AERN-295521), PNSUELO 1134031 (https://inta.gob.ar/proyectos/PNSUELO-1134031), PNSUELO 1134033 (https://inta.gob.ar/proyectos/PNSUELO-1134033) y del aporte del Ministerio de Agroindustria de la Nación.

BIBLIOGRAFÍA

- Angelini, ME; GBM Heuvelink& B Kempen. 2017. Multivariate mapping of soil with structural equation modelling. *European Journal of Soil Science*.
- Arrouays, D; J Leenaars; A Richer-de-Forges; K Adhikari; C Ballabio et al. 2017. Soil legacy data rescue via GlobalSoilMap and other international and national initiatives. GeoResJ, 14:1-19.
- Bächle, M & P Kirchberg. 2007. Ruby on rails. IEEE software 24, no. 6.
- Batjes, NH; E Ribeiro, A van Oostrum, J Leenaars, T Hengl& J Mendes de Jesus. 2017. WoSIS: providing standardised soil profile data for the world. *Earth System Science Data* 9, no. 1: 1.
- Beaudette, DE; P Roudier& AT O'Geen. 2013. Algorithms for quantitative pedology: a toolkit for soil scientists. *Computers & geosciences* 52: 258-268.
- FAO. 2017. The Global Soil Organic carbon Map V1.0. URL http://www.fao.org/ global-soil-partnership/ pillars-action/4-information-and-data/global-soil-organic-carbon-gsoc-map/en/ (accedido el 19 de marzo de 2018)
- Godagnone, RE. 2001. SuelosAntárticos: Clasificación, Taxonomía y Cartografía. No. 631.47989. InstitutoNacional de TecnologíaAgropecuaria (Argentina) e InstitutoAntárticoArgentino.
- INTA. 1964. Plan Mapa de Suelos de la Región Pampeana. Resolución CD No. 218/1964.
- SAGyP-INTA (1989). Mapa de Suelos de la Provincia de Buenos Aires, escala 1: 500000. Proyecto PNUD ARG/85/019. Buenos Aires, Argentina.
- SAGyP - INTA. 1990. Atlas de Suelos de la República Argentina (Escala 1: 500.000 y 1: 1.000.000). Proyecto PNUD ARG/85/019, Buenos Aires. Tomo I: 731 pp, Tomo II: 677 pp.
- Simões, M; S Oliveira; H Gonçalves; R Ferraz; M Aglio& C Manzatto. 2015. Organização da Informação de Solos do Brasil: Banco de Dados de Solos e GeoportalcomAcesso a Mapas Digitaisvia Internet. XXXV Congresso Brasileiro de Ciencia do Solo. Natal, Brasil.
- Torvalds L & J Hamano. 2010. Git: Fastversion control system. *URL http://git-scm.com*.

C5P2. IDENTIFICACIÓN DE SERIES DE SUELOS EN DEPARTAMENTO MONTEROS - TUCUMÁN MAPA A ESCALA DETALLADA

Arroyo, Esteban A.; Aranda, Nelson D. y Sanzano, G. Agustín

Sección Suelos y Nutrición Vegetal. Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres. William Cross 3150. Las Talitas. Tucumán, Argentina.
earroyo@eeaoc.org.ar

RESUMEN

En la provincia de Tucumán la extensa variabilidad de suelos en gran parte del área productiva es consecuencia de la densa red hidrográfica que desciende de las sierras del Aconquija y se interna en la llanura, tomando cursos divagantes que generan diferentes tipos de suelos. La información de suelos en nuestra provincia, aunque de larga data,tiene una cobertura parcial de las áreas productivas. El presente trabajo tiene como objetivo la identificación de suelos a nivel de serie en la zona centro-sur del departamento Monteros, aportando información edáfica a una escala que podría ser utilizada fácilmente por los productores a nivel de lote. Esta área comprende alrededor de 6.000 ha, donde el principal cultivo es la caña de azúcar ycomparte espacio con otras producciones como citrus, arándano y cultivos para autoconsumo tales como batata, maíz dulce y hortalizas. En la etapa de gabinete se utilizó para la separación de áreas homogéneas imágenes satelitales Landsat8, información de cartas de suelos y datos analíticos de estudios de suelos realizados a pequeños productores cañeros entre los años 2013 a 2017, contabilizando 73 puntos de observación y a tres profundidades:0-30 cm, 30-60 cm y 60-90 cm, con 20 determinaciones analíticas para cada profundidad. Se realizó un análisis visual de las imágenes satelitales, así como de la textura del suelo para separar áreas preliminares de tipos de suelos. En la etapa de campo se procedió a la apertura de calicatas en cada área delimitada para poder relevar tipos de suelos. Posteriormente se efectuó la corrección y/o confirmación de los límites de las unidades cartográficas, sumándose 50 observaciones con pala barreno. Como resultado se identificaron tres series de suelos, empleando las normas establecidas por “SoilSurveyStaff” en claves para taxonomía de suelos (edición 1996): Serie El Cercado:Hapludolfluvénticosuelo profundo, moderadamente bien drenado a imperfectamente drenado, de textura franca, reposando sobre texturas gruesas, ligeramente ácidos y no salinos, del tipo A-AC-AC1-2C-3C-4C; Serie Capitán Cáceres:Hapludolfluvéntico, suelo profundo, bien drenado, de textura franca reposando sobre textura gruesa, lo que evidencia el origen aluvional, moderadamente a ligeramente ácido, no salino, del tipo A-AC-2AC-3C y Serie El Churqui:Udipsament típico suelo profundo, suavemente ondulado, de textura gruesa a muy gruesa, no salino, fuertemente a ligeramente ácido, del tipo A-C-2C-3C-4A. Se construyó el mapa de suelos a escala 1: 80.000 utilizando el software QGIS 2.14.11-Essen.

Palabras claves: taxonomía, cartografía, mapas

C5P3. LA FREÁTICA EN LA GÉNESIS DE SUELOS HIDROMÓRFICOS DEL CENTRO DE SAN LUIS (ARGENTINA).

Barbosa, Osvaldo A[1]; Álvarez-Rogel, José[2]; Riscosa, Daniel A[1]; Cerda, Ricardo A[1]; Belgrano Rawson, Diego N[1] yMores, Jorge L[1].

[1]Facultad de Ingeniería y Cs Agropecuarias, Universidad Nacional de San Luis. Avenida 25 de mayo 384. Villa Mercedes (San Luis). Argentina. baldibarbosa@yahoo.com.ar
[2]Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica, Universidad Politécnica de Cartagena. Paseo Alfonso XIII, nº48. 30203 Cartagena (Murcia). España.

RESUMEN

Los humedales son ambientes que están permanente o frecuentemente inundados, lo que determina el desarrollo de suelos hidromórficos y de vegetación hidrófita, si bien el problema es más complicado cuando la misma es salina. En estos sectores entonces, se desarrollan suelossalinos o salino-alcalinos. Estas sales juegan un importante papel tanto en la formación y evolución como en la clasificación de estos suelos.Nuestro objetivo fue tipificarlos de acuerdo a sus rasgos de salinización/sodificación y modelar el movimiento del agua y las sales del sector para determinar la posible génesis de los mismos. El área de estudio se localiza a los 33º 37´ de latitud Sur y 65º 25´ longitud Oeste, al norte de la ciudad de Villa Mercedes en la depresión que se denomina "Bajo la salada", con una elevación máxima de 505 msnm ocupando una superficie de 120,7 ha. En los estudios previos se determinaron los tipos fisonómicos y suelos del sector, en ellos se determinaron parcelas de seguimiento en las cuales se determinó el nivel freático y diferentes parámetros químicos del agua. Los valores de CE y la presencia/ausencia de dispersión en los perfiles mostraron que el Monte halófilo es el único que presenta suelos de características normales siendo los otros tipos fisonómicos salinos-alcalinos. Los procesos pedogenéticos y los movimientos del agua y sales determinan Haplustoles típicos en el Monte halófilo, Ustortentes y Epiacuentes típicos en el Matorral halófilo y Epiacuentes típicos en los demás tipos fisonómicos. Se concluye que: a) los suelos son salino sódicos excepto para el monte halófilo; b) el modelado del movimiento de agua y sales indican la alta incidencia de ellos y c) la génesis de los suelos del humedal es compleja y dependiente de la ubicación topográfica que presentan los perfiles.

Palabras claves: Suelos hidromórficos, génesis, freática.

INTRODUCCIÓN

Los humedales son ambientes que se identifican como áreas geográficas que están permanente o frecuentemente inundadas o con el suelo saturado (Tiner, 1999), lo que determina el desarrollo de suelos hidromórficos y de vegetación hidrófita (Barbosa *et al*., 2014), si bien el problema es más complicado cuando la misma es salina. En estos sectores entonces, se desarrollan sueloshalomórfos o salinos, que son aquellos en los que existe una acumulación de sales más solubles que el yeso tan elevada que interfiere el crecimiento de las plantas. Estas sales juegan un importante papel tanto en la formación y evolución como en la clasificación de estos suelos (Ferradas, 1994). Por otro lado, el movimiento de las sales dentro del perfil del suelo y su acumulación en la superficie está asociado con la concentración salina del nivel freático (de Oliveira, 1997) y es causada por difusión, convección o ambos procesos simultánea o sucesivamente (Lavado *et al*., 1992).

Estas aguas cargadas de sales se acumulan en las depresiones, a veces subterráneamente constituyendo mantos freáticos salinos, o bien superficialmente, dando lugar a charcas, lagunas, lagos salinos, etc. Esto se ve facilitado por el hecho de que, con frecuencia, las depresiones tienen mal drenaje natural por sus condiciones topográficas y porque en las áreas bajas suelen acumularse arcillas arrastradas por aguas de escorrentía, que afectan la permeabilidad (Richards, 1974). En situaciones de déficit hídrico (como ocurre en la provincia de San Luis), las concentraciones de sales son tan elevadas que llegan a cristalizar en la superficie del suelo. No sólo es importante la cantidad de sales sino también su tipología, por su distinto efecto sobre las propiedades físicas del suelo y su toxicidad y el desequilibrio de nutrientes que pueden provocar en las plantas. Numerosos autores (Pizarro, 1985; Porta *et al.*, 2003) estudiaron las características generales de las sales más comunes y sus efectos sobre los suelos y las plantas.

No hay suficientes estudios, pero existen indicaciones que muestran que en algunas áreas chaqueñas la tala indiscriminada del monte y la introducción de agricultura conduce a una paulatina salinización de los suelos (Zurita, 2008). Inclusive, para la provincia de San Luis se alertó sobre la posibilidad de ocurrencia de este tipo de fenómeno, como consecuencia del desmonte de bosques xerofíticos en planicies semiáridas (Nosetto*et al*., 2005).

En el sector árido y semiárido de la región chaqueña, la evapotranspiración es el principal componente de salida de agua dentro del balance hídrico y es un proceso regulado por la vegetación. El desmonte y el cambio en la cobertura vegetal, tiende a reducir la evapotranspiración. Esta alteración genera fuertes aumentos en los restantes componentes del balance hídrico, entre los que predomina el drenaje profundo (Scanlon*et al*., 2006). Esto da lugar a un proceso de recarga del agua subterránea y, consecuentemente, ascensos gradual y paulatino del nivel freático (George *et al*., 1997; Santoni*et al*., 2010). En estos casos, la agricultura conduce a un proceso de recargas con lixiviación de sales del suelo y subsuelo inicialmente, que luego de varias décadas podrían derivar en un ascenso de la capa freática y con ellas las sales llegan hasta el *solum*. Esto se registró en procesos de salinización por ascenso de capas freáticas en Australia y otras partes del mundo (George *et al*., 1997).

Debido a los escasos antecedentes de estudios sobre estos suelos y sus relaciones, nuestro objetivo fue tipificarlos de acuerdo a sus rasgos de salinización/sodificación y modelar el movimiento del agua y las sales del sector para determinar la posible génesis de los mismos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se localiza por autopista 55, 7 km al norte de la ciudad de Villa Mercedes en la depresión que se denomina “Bajo la salada”. Se ubica a los 33º 37´ de latitud Sur y 65º 25´ longitud Oeste, con una elevación máxima de 505 msnm ocupando una superficie de 120,7 ha.

Para el mismo sector, Pacheco*et al*. (2010) determinaron los tipos fisonómicos y Barbosa*et al*. (2014) los suelos que se muestran en la Tabla 1. Se determinaron 12 parcelas para cada tipo fisonómico y en cada una de ellas se observó la profundidad al nivel freático (con barreno) en forma mensual. Se muestreo el agua para determinar diferentes parámetros químicos en forma bimestral y trimestral.

Tabla 1: Tipos fisonómicos, especies dominantes y clasificación taxonómica de suelos.

Subpaisaje	Tipo fisonómico	Especie dominante	Suelo
Sector llano	Monte halófilo (Mth)	*Prosopiscaldenia*y *Geoffroeadecorticans*	Haplustol típico
Sector alto	Matorral halófilo (Mh)	*Atriplexspp* (zampa)	Ustortente típico / Epiacuente típico
Sector bajo con salinidad en superficie	Parches de arbustal halófilo rastrero (Pahr)	*Sarcocornianeei*(jume)	Epiacuente típico
	Pradera halófila abierta (Pha)	*Distichlisspicata*(pasto salado)	Epiacuente típico
	Pradera halófila densa (Phd)		Epiacuente típico
Cauce y lagunas temporarias	Playa salina (Ps)	Suelo desnudo	Epiacuente típico

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El Mth que se encuentra en el subpaisaje sector llano del paisaje manto arenoso casi plano se corresponde con los suelos que poseen la suficiente profundidad al manto freático para que se desarrolle el bosque de Caldén, si bien en el sector de estudio éste ha desaparecido por la tala. La caracterización interna del perfil modal del suelo de este subpaisaje en las dos zonas de estudio, tuvo como resultado un Haplustol típico que se lo puede asociar al complejo Villa Reynolds,

de acuerdo a la carta de suelos (INTA-Gobierno de la provincia de San Luis, 2000). Por otro lado, en el paisaje depresión salina fueron obtenidos diferentes suelos (Ustortentes típico y Epiacuentes típico) que comprendían los tipos fisonómicos de Mh, Pahr, Ph(abierta y densa) yPs, en la medida en que fue variando la profundidad del nivel freático y la salinidad, asociándose a la unidad cartográfica de grupo no diferenciado "Bajo Las Saladas" de la carta de suelos (INTA-Gobierno de la provincia de San Luis, 2000). Por lo tanto es correcta la apreciación de que la parte llana conforma una unidad cartográfica de complejo y que la depresión salina se la puede asociar a un grupo no diferenciado como figura en la carta de suelo del sector de estudio.

De acuerdo a la CE y a la presencia/ausencia de signos de dispersión en los perfiles típicos de suelos de cada uno de los tipos fisonómicos se clasificaron los suelos cuyos resultados muestran que el Mth es el único que presenta suelos de características normales en ambas zonas de muestreo. De esta manera, todos los otros tipos fisonómicos presentan propiedades de suelos salinos-alcalinos.

Una de las principales observaciones que se pueden realizar observando los datos analíticos, es la ausencia de carbonatos con los altos valores de pH encontrados. Esto indicaría la presencia de carbonatos cálcicos altamente insolubles, que se encontrarían diseminados en la matriz del suelo.

Los suelos desarrollados en el Mth y Mh por estar en el sector más alto son un lugar de recarga del humedal y no están afectadas por inundaciones, si bien en el Mh de la zona 2 aparece la freática más cercana a la superficie. En ellos la lixiviación es un proceso importante pero también lo es el ascenso capilar que provoca la presencia de sales cercana a la superficie. En estos tipos fisonómicos, la posición en el relieve ocupa un lugar muy importante dentro de los factores formadores, ya que estas sales estarán más cercanas a la superficie cuando más próxima sea su posición al sector deprimido. Por lo tanto, estos tipos fisonómicos presentan suelos más desarrollados, si bien es escasa su evolución, siendo su clasificación Haplustoles típicos en el Mth de ambas zonas; y, Ustortentes y Epiacuentes típicos en el Mh de la zona 1 y 2 respectivamente.Por otro lado, los horizontes A no presentan o es muy ligera la reacción al HCl, denotando la escasa cantidad de carbonatos presentes superficialmente.

Se observa claramente como a medida que se avanza del Mth hacia la Ps aumenta el espesor de los horizontes A y la textura es cada vez más fina, especialmente en la zona 1. El aumento del espesor del horizonte A ocurre porque los procesos de melanización se ven favorecidos por los de sodificación (dispersión), si bien es muy escasa la cantidad de materia orgánica presente en estos horizontes.

Desde el Mh hacia la Ps los suelos son influenciados por el microrelieve que determina una dinámica distinta de la freática, siendo más alta, salina y estable, además incluye inundaciones estacionales, flujos superficiales por dispersión y ascensos capilares en horizontes subsuperficiales, algunos confinados. Esto determina las particulares condiciones ambientales en donde se instalan los diferentes tipos fisonómicos que dominan estos sectores.

Los Pahr, las Ph (abiertas y densas) y la Ps de las dos zonas de muestreo presentan Epiacuentes típicos que poseen horizontes A de mayor espesor hacia las Ps y generalmente fuerte reacción al HCl por lo tanto presencia de carbonatos en forma superficial; especialmente en la zona 2.

En la zona 1 de muestreo desde los Pahr hacia la Ps existe arrastre de sedimentos y materia orgánica dispersada en forma superficial que proviene de los paisajes superiores. En estos perfiles comienza a existir un horizonte A gleyzado y enterrado. Estos horizontes serian posiblemente el nivel del suelo superficial cuando existía una laguna de poca profundidad, hecho producido hace aproximadamente unos 60 años (Oscar E. Coser, comunicación personal, 2016).

La morfología de los perfiles refleja un continuo hidrológico desde aquellos donde domina la recarga hacia los que esta se encuentra impedida. Desde los Haplustoles de los Mth hacia los Epiacuentes de los Pahr, Ph y Ps. En los primeros, donde domina la recarga la lixiviación llega a ser un proceso importante de evolución de los suelos.La presencia de un nivel freático fuertemente salino y altamente sódico en los Pahr, Ph y Ps, impide la penetración superficial del agua, acción que perjudica el desarrollo de los perfiles. En ellos, el ascenso freático y la presencia de un nivel freático superficial determina la aparición de procesos de gleyzación en donde es evidente la suspensión de la evolución del perfil.

Por otro lado, años secos y húmedos exhiben extremos hidrológicos diferentes, pero los patrones morfológicos que pueden ser observados (razgosredoximórficos) para cada sitio permanecen casi invariables en el suelo. Sin embargo,

cuando no existe un excedente de agua en el humedal que le permite drenar sales el proceso de salinización es importante, y al contrario, cuando las precipitaciones son abundantes, el proceso de desalinización es el dominante en el sector.

Modelado del movimiento del agua superficial y subsuperficial.

En el Mth las precipitaciones en exceso drenan en profundidad hacia el nivel freático, y si bien existe ascenso capilar, este no es importante debido a la profundidad que se encuentran las raíces y la freática; por lo que no afecta la rizósfera y el normal desarrollo de las especies que se encuentran en este tipo fisonómico. Por otro lado, las pérdidas más importantes de agua ocurren por evapotranspiración de la gran biomasa del Mth. Esto es coincidente con la mayor evolución del perfil y la clasificación del suelo encontrado (Haplustol típico).

Sucede lo mismo en el Mh, pero el ascenso capilar es importante porque provee de sales a menor profundidad del suelo, por lo que la vegetación tiene que estar especialmente adaptada a ellas. También es importante la cobertura de los suelos, ya que en ciertos lugares en donde el Mhse encuentra abierto, es notable la presencia de sales en superficie, mostrando la envergadura de este movimiento vertical ascendente de agua. Asimismo las pérdidas por evapotranspiración son menores por la menor biomasa de este tipo fisonómico. El suelo de este tipo fisonómico corresponde a un Ustortente típico en la zona 1 y a un Epiacuente típico en la zona 2. En épocas húmedas, especialmente cuando el Mh termina en forma de barranca, en la base, aparece la freática en forma de afloramiento.

En los tipos fisonómicos Pahr, Ph y Ps; cuando se producen las precipitaciones sufren el sellado de los primeros centímetros de suelo por la alta concentración de sodio, que provoca un escurrimiento superficial de tipo laminar hacia los sectores más bajos. El fenómeno es importante, debido que inunda periódicamente los sectores más planos cóncavos ocupados por las Ps y algunas veces forma lagunas temporarias (por el tiempo en que permanece encharcado). En estos periodos húmedos, es común la inundación de tipos fisonómicos como la Phd en ambas zonas y los Pahr en la zona 2, y en contadas ocasiones la Pha de la zona 1 y 2.

Por otro lado, los ascensos capilares de estos tipos fisonómicos mantienen los suelos saturados de agua y sales por mucho tiempo, por lo que las plantas deben afrontar este tipo de estrés por un periodo mayor. Las pérdidas por evaporación son importantes, especialmente en los Pahr, Pha y en las Ps; mientras la evapotranspiración no llega a ser significativa en estos tipos fisonómicos. Sucede todo lo contrario en la Phd donde esta situación se invierte.

Todo estos procesos se correlacionan perfectamente con la aparición de rasgos redoximórficos en todos estos perfiles (gley, revestimientos de poros y masas de hierro, manchas de dispersión y fuerte olor desagradable producto de procesos de sulfato reducción), como así también con la clasificación taxonómica encontrada (Epiacuentes típicos).

En la figura 1 se modeliza el movimiento del agua superficial y subsuperficial para cada tipo fisonómico con el suelo obtenido.

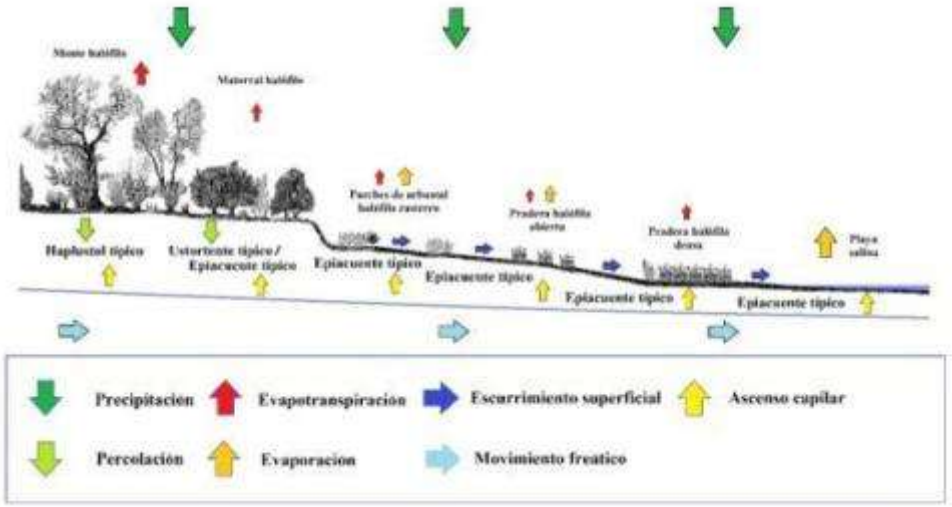


Figura 1: Modelización del movimiento del agua superficial y subsuperficial para cada tipo fisonómico y con su correspondiente clasificación de suelo.

Modelado del movimiento de las sales.

La depresión salina por poseer escasa pendiente, se caracteriza por que predominan dos tipos de movimientos de agua. El vertical por ascenso capilar del agua freática, naturalmente salina, que de esta manera llega a superficie donde finalmente se evapora, permaneciendo la sal. El horizontal, dominado por escurrimiento superficial y movimiento lateral de la freática.Por lo tanto, estos movimientos del agua tienen especial importancia en el modelado y movimiento de las sales en estos tipos de ambientes, destacando lo que sucede en periodos secos y húmedos. En la figura 2 se modela el movimiento de las sales en el sector de estudio.

Durante las épocas secas, especialmente a la salida del invierno (agosto y septiembre) con predominio de vientos generalmente del norte, por lo tanto secos y cálidos, en los tipos fisonómicos donde el suelo desnudo abarca mucha superficie (Ps, Pha y Pahr) el viento levanta la sal pulverulenta que ha llegado a través de escurrimiento superficial o del ascenso capilar y precipitado en superficie por evaporación; trasladándola a otros tipos fisonómicos, algunas veces en forma de torbellinos blancos.

En los periodos más lluviosos, las sales son lavadas por las precipitaciones. En los tipos fisonómicos como el Mth y el Mh, se lavan las hojas y ramas, llegando al suelo en donde percolan hacia la freática. En los Pahr y Ph, con suelos Epiacuentes típicos, las hojas son lavadas de sales (especialmente las praderas de *Distichlis* que acumulan sales en sus hojas), escurriendo superficialmente ya que dichos suelos se sellan en superficie por su alto contenido de sodio. En las zonas más bajas, Ps, donde llegan todas las sales escurridas de los tipos fisonómicos superiores y cuando el agua finalmente es evaporada, la sal nuevamente aparece en superficie para iniciar nuevamente todo el proceso. Asimismo, todos estos tipos fisonómicos poseen sales superficialmente por ascenso capilar de la freática salina.

Los iones que se encuentran en mayor cantidad en los suelos y freática del sector de estudio son el Na^+ y el $SO_4^=$, dando lugar a Na_2SO_4 como la sal más frecuente. Esta sal varía su composición molecular en función de la humedad del suelo, dando lugar a dos especies minerales:

$$1)\ Na_2SO_4 \quad \Longrightarrow \quad 2)\ Na_2SO_4.10H_2O$$

En el primer caso (1) la sal encontrada es tenarditaque se asocia a períodos de sequía, y en el segundo (2) es mirabilita que se la relaciona a períodos húmedos.

Por efecto de la evaporación, esta sal es transportada a la parte superficial del suelo con el resto de las sales, pero la influencia de la temperatura sobre su solubilidad condiciona su presencia en superficie.Durante la época fría y si la misma es húmeda, cuando las otras sales pueden ser lavadas hacia horizontes más profundos o escurridas fuera del humedal, la mirabilita queda en superficie debido a que su insolubilidad aumenta con el descenso de temperatura. Estos cambios, en función de la temperatura y la humedad, pueden hacer variar la especie cristalizada, encontrándose muchas veces ambas especies en el humedal. En épocas de fuerte evaporación se forma tenardita.

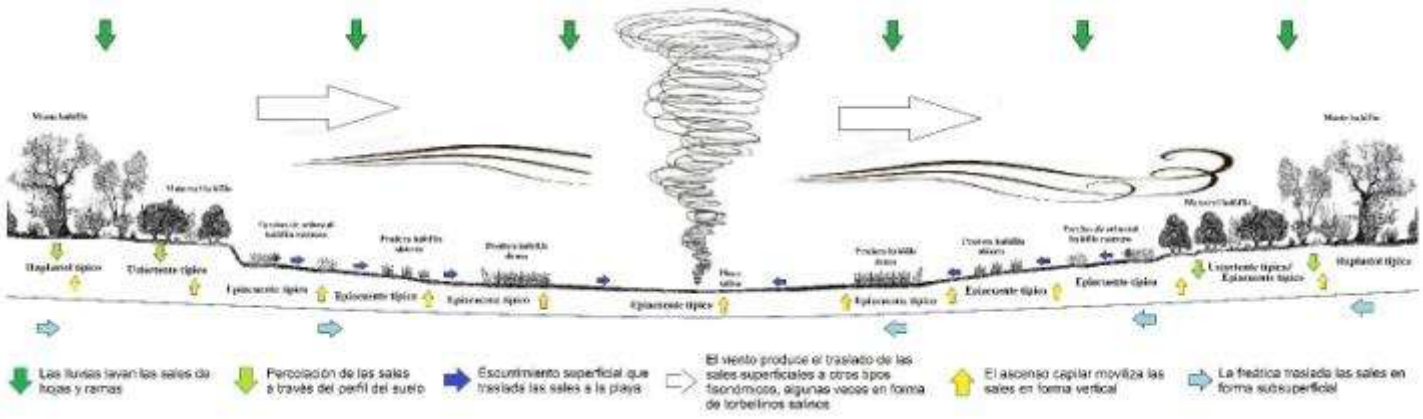


Figura 2: Modelado del movimiento de las sales en el sector de estudio.

CONCLUSIONES

Se concluye que: a) los suelos son salino sódicos excepto para el monte halófilo; b) el modelado del movimiento de agua y sales indican la alta incidencia de ellos en los procesos de salinización/desalinización, y c) la génesis de los suelos del humedal es compleja y dependiente de la ubicación topográfica que presentan los perfiles.

BIBLIOGRAFÍA

- Barbosa, O.A.; J. Alvarez-Rogel; M.C. Pacheco Insausti; J.L. Mores; F.M. Galarza; R.A. Cerda& S.B. Pereyra. 2014. Características morfopedológicas y nivel freático para algunos suelos hidromórficos de San Luis. XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 5 a 9 de mayo de 2014. Bahía Blanca, Argentina.
- de Oliveira M. 1997. Gênese, classificaçâo e extensâo de solos afetados por sais. En: Manejo e controle da salinidade na agricultura irrigada. Ed. H.R. Gheyi, J.E.Queiroz e J.F. de Medeiros. XXVI Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola. Campina Grande, Brasil. 383p.
- Ferradas R. 1994. Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. Monografía Cátedra de Manejo y conservación de suelos. FICES-UNSL. 19 p.
- George, R.J.; D.J. McFarlane & R.A. Nulsen. 1997. Salinity threatens the viability of agriculture and ecosystems in Western Australia. Hydrogeology J. 5:6-21.
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) & Gobierno de la provincia de San Luis. 2000. Carta de suelos de la República Argentina.Hoja Villa Mercedes.
- Lavado, R.S.;G. Rubio & M. Alconada. 1992. Grazing management and soil salinization in two pampeannatraqualfs. Turrialba (IICA).
- Nosetto, M.D.; E.G. Jobbágy& J.M.Paruelo. 2005. Land use change and water losses: The case of grassland afforestation across a soil textural gradient in Central Argentina. Global Change Biology 11:1101-1117.
- Pacheco, M.C.;O.A. Barbosa; J.L. Mores & J. Álvarez-Rogel. 2010. Physiognomy of the central sector of the “Bajo la salada" (San Luis, Argentina). XXVIII Reunión Anual de la Sociedad de Biología de Cuyo. Mendoza. Biocell 35(1):A24.
- Pizarro F. 1985. Drenaje agrícola y recuperación de suelos salinos. Editorial Agrícola Española, S.A. Madrid.
- Porta J.; M. López-Acevedo & C. Roquero. 2003. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Ediciones Mundi Prensa. Madrid, España. 930 p.

- Santoni C.S., E.G. Jobbágy& S. Contreras. 2010. Vadose zone transport in dry forests of central Argentina: The role of land use. Water Res. Res. 46: W10541, doi:10.1029/2009WR008784.
- Richards L.A. 1974. Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. Ed Limusa. 6Ta Ed. México.
- Scanlon, B.R.; K.E. Keese; A.L. Flint; L.E. Flint; C.B. Gaye; W.M. Edmunds& I. Simmers. 2006. Global synthesis of groundwater recharge in semiarid and arid regions. Hydrol. Processes 20: 3335–3370.
- Tiner R. 1999. Wetland indicators. A guide to wetland identification, delineation, classification and mapping. Lewis Publishers, CRC Press, Boca Raton, FL, USA. 392 p.
- Zurita J.J. 2008. La salinidad. Su incidencia en las provincias de Chaco y Formosa. En: Tailesnik E; K Grunberg& G Santa María (ed.). La salinización de suelos en la Argentina: su impacto en la producción agropecuaria. Ed. de la Universidad Católica de Córdoba, Córdoba. 81-91.

C5P4. DETECCIÓN DE CAMBIOS CON IMÁGENES DE SATÉLITE EN EL DEPARTAMENTO PELLEGRINI, SANTIAGO DEL ESTERO

Boix, Liria yMurua, Pedro.

Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Católica de Santa Fé. Echague 7151. Santa Fé. Argentina. lmaboix@gmail.com

RESUMEN

El crecimiento agrícola ha sido constante en el país y Santiago del Estero es una de las provincias que presenta un importante aumento en el área de superficie cultivada en el NOA para los últimos años. Resulta de interés conocer la dinámica en el tiempo del uso del suelo e inventariar tales cambios con precisión mediante análisis de imágenes de satélite. Este trabajo aplica técnicas de detección de cambio y realiza un análisis multi-temporal con imágenes Landsat, en el Dto Pellegrini, para un periodo de 30 años. En el análisis se calculan y comparan diferentes índices de vegetación, se cuantifica el crecimiento y se generan mapas de la región resaltando el uso de imágenes de sensores de satélites multitemporales. Las técnicas aplicadas son (1) Comparación de índices de vegetación, (2) Diferenciación de imágenes y (3) RGB-ndvi.

Palabras claves: Indices de vegetación, Imágenes Landsat, Detección de cambios

INTRODUCCIÓN

La detección de cambio es un estudio importante muy aplicado al monitoreo y manejo de los recursos naturales y desarrollo urbano porque permite un análisis cuantitativo de la distribución espacial en el área de interés.Mediante técnicas de teledetección tiene la ventaja de permitir estudios multitemporales que visualicen los cambios, crear mapas y realizar monitoreo de usos del suelo y cobertura de la tierra,como así también realizar comparaciones visuales y enfoques cuantitativos (Wickware &Howarth1981). Su aplicación en combinación con índices de vegetación permite discriminary pueden resaltar características propias de la vegetación y por lo tanto muy usados en el análisis de paisajes agrícolas (Pinter*et al.*, 1994). El más usado es el Índice deVegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), debido a su estrecha relación con la biomasa foliar y su simplicidad de cálculo e interpretación (Hayes *et al.*, 2002; Sader*et al.*,2003; Volcani *et al.*, 2005). A pesar de ser el NDVI el índice más aplicado para el estudio de la vegetación, otros estudios han aplicado otros índices tales como el SAVI, EVI demostrando ser también efectivos dependiendo de las características del suelo (Chuvieco, 2006). Los índices de vegetación reducen la información espectral en un valor, que se relaciona con una propiedad o característica de la vegetación en particular, combinado la banda NIR (causada por la refracción de la energía debido a la estructura celular de la hoja) y banda Roja causada por la absorción de la clorofila. En los casos de que la cubierta vegetal no es completa, se debe considerar la contribución del suelo subyacente a la señal de reflectancia y facilitar la identificación de cambios sobre la superficie (Coppin*et al.*, 2004; Jin*et al.*, 2005a).

La provincia Santiago delEstero ha mostrado en esta ultima década una tendencia de cambio creciente en cuanto a la producción de cultivos de granos, que se enlazada a factores socioeconómicos, culturales y ambientales. Según informe INTA SE 2016, la provincia presenta un importante aumento en el área de superficie cultivada: la producción de soja, que es el de mayor producción, abarca un 99,1% y registró un récordhistórico de producción con 2.949.636 toneladas en 2010 (3,1% del total nacional), equivalente a 869.000 hectáreas (4,4% del total nacional). La producción de maíz se incrementóun 227% entre el 2010 y 2015 con un áreaaproximada de 490.200 hectáreas (8,1% del total nacional); el sorgo que se utiliza como forraje para la ganadería (10,9%) y, en menor medida, el trigo (4,0%). El Departamento Pellegrini, en esta provincia se destaca en el NOA por este crecimiento, a lo que se suma además, la producción de pastos, siendo el GattonPanic la especie más difundida que si bien corresponde a zonas tropicales con una necesidad histérica de 1000 mm anuales, tiene la capacidad de adaptarse a las limitaciones que presenta el noroeste de Sgo. que cuenta con unos 550mm al año, condición que debe a su morfología y fisiología, otorgándole alta resistencia a la desecación.

Los cambios son muy dinámicos, y los de la vegetacióndepende de las características del suelo, varía en el espacio y en el tiempo ocupando diferentes extensiones.Es de interés contar con esta información a escala

regional de forma integrada que permita considerar la heterogeneidad espacial de los recursos. Este trabajo aplica técnicas de detección de cambios mediante análisis comparado de índices de vegetación usando datos multitemporales de imágenes Landsat para el periodo 1986-2017, de tal manera de visualizar y cuantificar el crecimiento agrícola y la clases de cobertura de la tierra para esta zona.

MATERIALES Y MÉTODOS

Delimitación del área de estudio

El área de estudio es el departamento Pellegrini en las coordenadas 26.20ªS 64.24ªW (Figura 1) de 7.330 Km2, ubicado al noroeste de la provincia de Santiago del Estero. La vegetación natural predominante en la provincia es el bosque Chaqueño semiárido, xerófito y abierto (SAyDS, 2004), el denominado bosque nativo forma parte de la región del Parque Chaqueño. La temperatura media del mes más cálido es de 26,8 oC y la del mes más frío es de 13,9oC y el periodo libre de heladas es de 273 días (INTA, EEA Santiago del Estero), los valores de evapotranspiración potencial son mayores a la precipitación durante los 12 meses del año, lo cual indica un balance hídrico medio mensual bajo para todo el año. La provincia cuenta con bosques naturales de diferentes aptitudes maderables, donde predominan el quebracho colorado y el quebracho blanco, especies fundamentales del bosque original; entre otras especies se encuentran el itín, el algarrobo y el vinal.

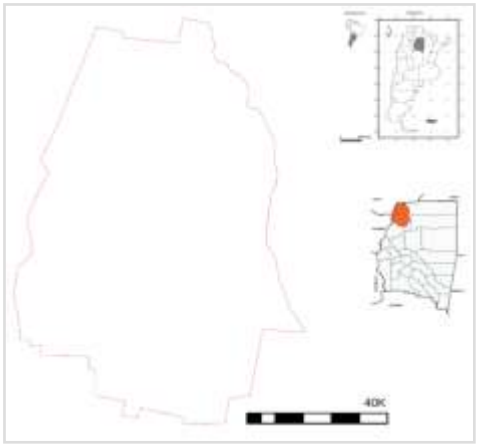


Figura 1: mapa del área de estudio

Pre-procesamiento de imágenes

Se utilizaron imágenes Landsat 5TM C1 Level-1 para los años 1986 de fecha 7 de enero y 2007 de fecha 1 de enero (Path 230 Row 78&79) y Landsat 8 OLI/TIRS Level-1 para el año 2017 de fecha 11 de diciembre (Path 230, Row 78) descargadas del sitio Web (http://earthexplorer.usgs.gov/), de 30 m de resolución y Datum WGS84 UTM. Las imágenes seleccionadas cuentan con calidad visual y son libres de nubes. Se utilizó el software IDRISI para realizar la corrección atmosférica y eliminación de valores nulos (offset) de los datos, se convirtieron los valores originales a reflectancia de la superficie (SR) y brillo temperatura (BT) (ToA-satellitereflectance) mediante el modelo de corrección atmosférica DOS1 (Dark Object Substraction) para permitir la comparación y el mosaicado de diferentes imágenes de satélite y mejorar los resultados en el análisis (Masek*et al.*, 2006). A posteriori, la corrección radiométrica se aseguró que las imágenes coincidan geométricamente y los pixel correspondiente a la misma área estén equiparados para trabajar en la misma escala de valores, las tres imágenes corresponden a la misma estación con pocos días de diferencia entre sí. La imagen Landsat 8 cubre el departamento Pellegrini en su totalidad, por lo tanto se tomó esta imagen como referencia para georectificar las imágenes Landsat 5TM mediante puntos de control (Ground Control Points) proyección UTM, Datum WGS84 (EPSG32630), seleccionando modelo polinomial de primer orden y remuestreo de convolución cúbica, se realizó un mosaico para completar la figura del Depto. Pellegrini, y se recortó la imagen en el área de interés.

Procesamiento de imágenes

Finalizado el pre-procesamiento de las imágenes, para el cálculo de los índices de vegetación se utilizó el software Q-gis V.2.14 del paquete Osgeo4W, aplicando las siguientes fórmulas:

$$NDVI = P_{NIR} - P_{RED} / P_{NIR} + P_{RED} \quad [1]$$

$$SAVI = (P_{NIR} - P_{RED}) / (L+P_{NIR}+P_{RED})*(1+L) \quad [2]$$

$$EVI = 2.5 * [(P_{NIR} - P_{RED}) / P_{NIR}+6*P_{RED} - 7.5*P_{BLUE}+1)] \quad [3]$$

Donde $P_{NIR,}$ P_{RED} yP_{BLUE}corresponde a los valores de reflectancia de la vegetación en la porción infrarroja cercana, roja y azul del espectro (las bandas 4, 3 y 1 respectivamente para las imágenes Landsat5TM y bandas 5, 4 y 2 para el Landsat 8). El valor de la variable L en SAVI es 0.5 para su cálculo por considerarse el valor que mejor se adapta a la región para los cultivos de granos en su mayoría. Se prosiguió con la aplicación de las técnicas de detección de cambios:

Técnica comparación índices de vegetación, como puede verse en la Figura 2, se identifica el índice NDVI como el que mejor representa la zona de interés con los valores más altos para la vegetación y por consiguiente para cuantificar los cambios. Se clasifica los valores 0.1-0.3 como baja densidad de vegetación, de 0.3-0.4 densidad media y 0.4 a > densidad alta, para la evaluación del espacio verde despejado en el departamento Pellegrini, durante el período de 1986 a 2017. Para la discriminación de las áreas de cultivos se crea una máscara de tal manera de separar la vegetación nativa de la vegetación de cultivos y así discriminar las diferentes coberturas. Se resalta que el valor del índice NDVI para los cultivos varían entre 0.1-0.7 según el etapa de crecimiento y estado del suelo. La siguiente Tabla 1 muestra la dinámica de cambio de la vegetación nativa con su densidad y el desarrollo y aumento de área cultivada para este período.

Tabla 1. Cambios en la densidad del índice NDVI para el período 1986-2017

Clasificación	Valor del pixel	1986		2017	
		Area (Ha)	(%)	Area (Ha)	(%)
vegetación-alta	0.4 >	111.599,5	14.6	58.793,6	7.6
vegetación media	0.3-0.4	388.444,9	50.6	170.824,9	22.2
vegetación baja	0.1-0.3	135.207,1	17.6	88.176,5	11.6
cultivos	0.1-0.7	39.772,1	5.2	363.444,5	47

Técnica de diferenciación, se aplica para identificar la dirección del cambio, implica la resta celda a celda, o en este estudio el valor de NDVI a NDVI, para lograr una nueva imagen de los valores de reflectancia que aumentaron y disminuyeron, pudiendo interpretarse como cambio de clases (Steve *et al.*, 2009). Para ello se aplica la siguiente ecuación identificada como diferencia entre imágenesmultitemporales:

NDVIc= NDVIc = NDVIt2 - NDVIt1 + C [4]

En la cual, NDVIc es la imagen resultado, NDVIt2 y NDVIt1 corresponde a las imágenes del segundo y primer periodo respectivamente. C es una constante para evitar valores negativos, de valor igual a 1 para este caso.

De esta manera se compara aritméticamente bandas procedentes de dos fechas, Figura 3, equiparables radiométricamente ygeométricamente. La nueva imagen, resultado de la diferencia, discriminará aquellas zonas que hayan experimentado cambios. Los histogramas, Figura 4, de las imágenes se identifica con las cubiertas vegetal fotosintéticamente activa, con mayor heterogeneidad en la imagen de 1986 y menor en 2017. El histograma de la diferencia las máximas frecuencias corresponden a zonas estables, mientras que las áreas dinámicas (zonas que han cambiado) se encuentran en los extremos y el ancho esta relacionado con el contraste-diferencias entre los años.

Técnica de RGB-NDVI, busca generar una composición color formada por imágenes correspondientes a tres años distintos, y realizar un análisis visual que complemente las técnicas anteriores. Se crea una composición de color mediante la teoría aditiva de color (Figura 5). Las tres imágenes NDVI se combinan en azul, verde y rojo,un método muy usado en la detección de cambios en paisajes agrícolas puesto que los cultivos toman diferentes apariencias (estado de cobertura de la tierra) a raíz del laboreo, cosecha, tipos de cultivos que giran en el mismo sitio, etc. (Sader*et al.*, 2003).

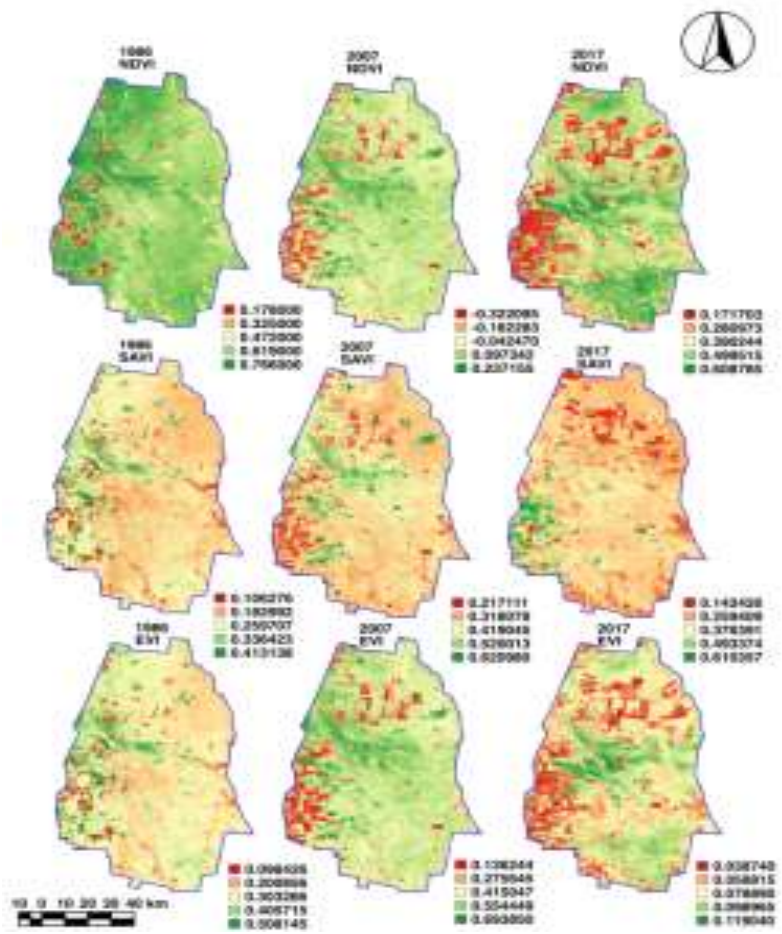


Figura 2: Indices de vegetación NDVI, SAVI y EVI para las tres fechas seleccionadas con sus valores

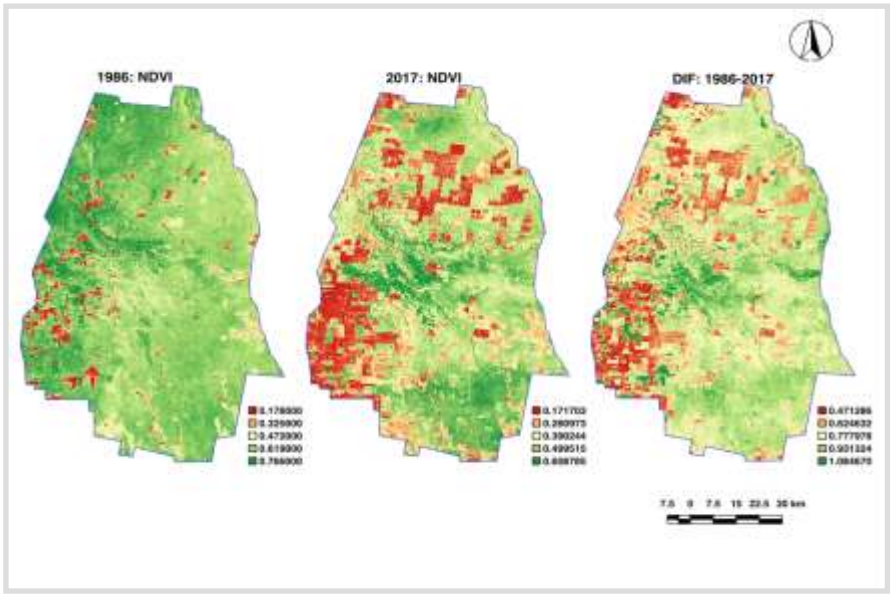


Figura 3: Resultado aplicación técnica imagen de diferencia con las imágenes índice NDVI

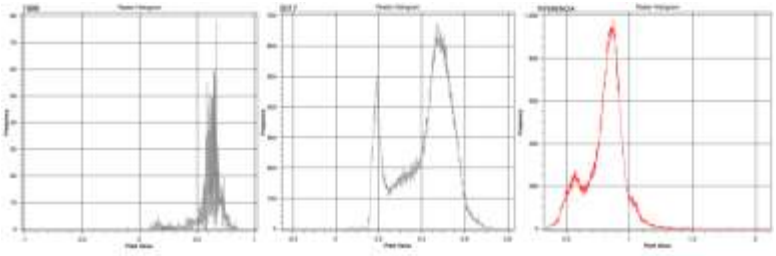


Figura 4: Histogramas resultado de la aplicación técnica imagen de diferencia

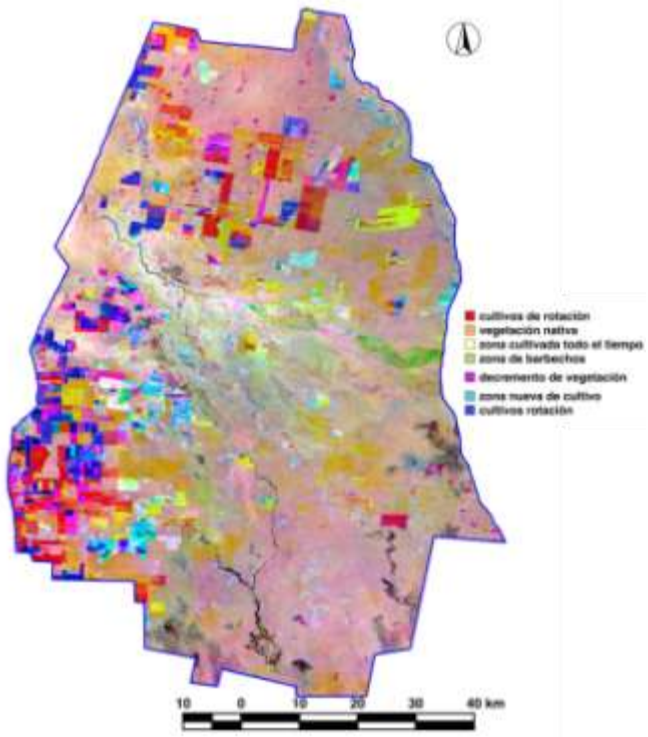


Figura 5: Resultado aplicación técnica RGB-ndvi mediante la teoría aditiva de color realizada con el año 1986 en azul, 2007 en verde y 2017 en rojo

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El cálculo de los índices de vegetación permite seleccionar el que mejor refleja la vegetación de la zona, es el NDVI a pesar de ser una zona cuyos cultivos no siempre cubren la totalidad de la superficie, que a su vez debe considerarse su estado de crecimiento. El NDVI visualiza la dirección y magnitud de cambio creciente desde la primera a la segunda fecha que se corresponde al cambio espectral en las mismas. La técnica diferenciación muestra laexpansión de la actividad agrícola en el área de estudio, el resultado de la resta de imágenes muestra mayor ocupación del suelo a consecuencia de la modificación de los rasgos espaciales y en consecuencia también mayor cubierta espectral, que al restarse los valores de NDVI se crea una nueva imagen cuantitativa, presentando las zonas estables con valores cercanos a cero, mientras las que han experimentado cambio ofrecen valores distintos a cero (positivos o negativos). La ecuación aplicada asigna valores nulos para las zonas sin cambios, valores mayores a cero cuando el cambio ha provocado un aumento en el coeficiente de retrodispersión y valores menores a cero cuando el cambio se refiere a un descenso en el coeficiente de retrodispersión.

La técnica RGB-NDVI, la imagen resultante aparece en tonos de color debido a que las tres fechas combinadas presentan comportamiento espectral diferente. Esta técnica sirve para una interpretación visual puesto que no indica la dirección del cambio, se crea un mapa delimitando las zonas de cultivos en diferentes colores, las mas claras corresponde a zonas cultivadas todo el tiempo.

Las firmas espectrales entre las variedades estudiadas resultan similares en el espectro, lo que hace difícil su diferenciación, pero con la ayuda del análisis visual puede identificarse y separarse aquellas zonas de cultivos jóvenes en áreas antes no cultivadas (color azul) o por recambio de otras distinta a su variedad (color rojo), ambas caen bajo la misma categoría puesto que el cultivo puede estar en distintos estados de crecimiento. Los cultivos de esta zona corresponden a soja, maíz, poroto para la fecha de las imágenes seleccionadas. Por otro lado, el monte degradado para sistemas silvopastoriles o explotado para madera o carbón, no podrá discriminarse con la vegetación nativa. Si bien las tres imágenes tienen pocos días entre sí (1986 es del 7 de enero, 2007 del 1 de enero y 2017 del 11 de diciembre) corresponden a imágenes con buena calidad visual y evidencian los rasgos de las zonas cultivadas, sin nubes, debe usarse imágenes satelitales de más alta resolución para mejor discriminación de coberturas.

CONCLUSIONES

La aplicación de las técnicas de detección de cambios en este trabajo muestra un aumento de cubierta cultivada de aproximadamente un 42% más para el año 2017 en relación a 1986. Cuando el entorno forestal se modifica, su aspecto espectral cambia en consecuencia, el cambio espectralse debe a consecuencia de alteraciones en la densidad o estado fonológico de la vegetación, que para esta zona debe tenerse en cuenta la rotación de cultivos estacionales en la misma explotación agrícola, que mantiene la estructura espacial, pero alterando la respuesta espectral. Por otro lado, los cambios espaciales responden a cultivos dispuestos en nuevos desarrollos agrícolas. La cartografía y la información lograda aquí sienta una base informativa para futuros trabajos en la región, como puede ser el uso de imágenes de mayor resolución para mejor discriminación entre coberturas y la producción de forrajes que ha presentado aumento de producción en el NOA de la provincia (INTA, 2016) debido a que constituye una parte importante de la alimentación animal, y cuya producción se ha desplazado a zonas como esta consideradas de menor productividad por las limitaciones del suelo y disponibilidad de agua, provocando la inserción de nuevas pastos megatérmicas, a consecuencia del proceso de agroindustrialización que se produce en el sur del Pais.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la facultad de ciencias agropecuarias de la Universidad Católica de Santa Fépor el apoyo brindado en la realización de esta primera etapa del trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- Chuvieco, E. 2006. Teledetección ambiental: La observación de la Tierra desde el espacio. Ariel Ciencia.Barcelona.
- Coppin, P; I Jonckheere; K Nackaerts; BMuys& ELambin. 2004. Digital change detection methods in ecosystem monitoring: A review. International Journal of Remote Sensing, 25:1565-1596.
- Hayes, D & SSader. 2002. Analyzing a forest conversion history database to explore the spatial and temporal characteristics of forest change. Landscape Ecology 17:299-314.

- Masek J; EE Vermote; N Saleous; R Wolfe; F Hall; K Huemmrich& T Lim. 2006. A landsat surface reflectando dataset for north america, 1990-2000. IEEE Geoscience and Remote Sensing, 3(1):68-72.
- Pérez, H.E. 1992. Las pasturas cultivadas en la EEA INTA Santiago del Estero. En: Jornadas de actualización técnica en producción bovina en áreas de secano de Santiago del Estero. INTA, Santiago del Estero. 162: 23-25.
- Sader, S; M Bertran& E Wilson. 2003. Satellite change detection of forest harvest patterns on an industrialforest landscape. Forest Science. 49:341-353.
- Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (SAyDS). 2004. Parque Chaqueño. En: Atlas de los Bosques Nativos Argentinos, Proyecto Bosques Nativos y Áreas protegidas. Argentina. 244 pp.
- Volcani, A; A Karnieli& TSvoray. 2005. The use of remote sensing and gis for spatio-temporal analysis of the physiological state of a semi-arid forest with respect to drought years. Forest Ecology andManagment. 215:239–250.
- Wickware, GM & PJ Howarth. 1981. Change Detection in the Peace – Athabasca Delta Using Digital Lansat Data. Remote Sens. Environ. 11:9-25.

C5P5. CARBONO ORGÁNICO EN SUELOS DE PAMPA AUSTRAL: CAMBIOS POR MATERIALES PARENTALES Y USO DE LA TIERRA

Bravo, Oscar

Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur. San Andrés 800 (8000), Bahía Blanca. Buenos Aires, Argentina. obravo@uns.edu.ar

RESUMEN

En la Pampa Austral los niveles de almacenamiento de carbono orgánico alcanzados en la condición climáxica del pastizal han disminuido en función del tipo de uso y de la resiliencia del componente edáfico. El objetivo de la presente contribución es establecer los niveles de almacenamiento de carbono de suelos bajo pastizales y su variabilidad en función de los materiales parentales y por el cambio de uso sobre el almacenamiento, tasas de retención y distribución vertical de carbono orgánico. El estudio incluyó 110 perfiles de suelosabarcando tres tipos de materiales parentales (sedimentos eólicos recientes, loéssicosy aluviales) sometidos a distintos usos (agrícola, agrícola-ganadero, ganadero-agrícola, ganadero y forestal).Los suelos de sedimentos aluviales superan en 80 y 153% en almacenamiento de carbono a suelos generados sobre sedimentos loéssicos y eólicos recientes. Los sedimentos loéssicos presentaron un valor de COS superior en un 40% a los sedimentos eólicos recientes. Se han detectado efectos por el uso: sobre sedimentos eólicos recientes se midieron niveles de 33 y 39 Mg ha^{-1} en CO0-25 para A-G y G-A, presentando diferencias con los 51 y 83 Mg ha^{-1} obtenidos para G y F, respectivamente ($P<0,05$). En sedimentos loéssicos F logró un nivel de 86 Mg ha^{-1}, superando en un 40 % a los almacenamientos de G, GA, AG y A ($P< 0,05$). Los valores observados indican que F> G> A en los dos tipos de materiales. La distribución vertical muestra bajos niveles de COS con poca variabilidad en A, mientras que en G presentó acumulación subsuperficial y decrecimiento leve. F exhibe los mayores niveles de acumulación y marcada asimetría (117 a 4 Mg ha^{-1}). La forma de compartimentalización del CO con la profundidad es asimétrica y poco estable bajo árboles implantados, alcanzando mayor profundidad y simetría en el caso de las pasturas.

Palabras claves: Almacenamiento de carbono, sedimentos loéssicos, distribución asimétrica.

INTRODUCCIÓN

La Pampa Austral es un espacio de 8,3 Mha, que se ubica en el sector distal de la región Pampeana y que presenta una amplia diversidad florística, faunística y pedológica. Este bioma se caracteriza por un relieve plano a poco ondulado, recortado por los sistemas serranos de Tandilia yVentania, donde sobre suelos generados a partir de materiales transportados se ha desarrollado una pseudo-estepas de gramíneas cespitosas bajo un clima templado de transición (Cabrera, 1971; Soriano *et al.*, 1992; Amiotti & Bravo, 2010). Se han reconocido más de 400 especies vasculares nativas y varias especies endémicas por encima de los 500 metros en las Serranías. En la fauna de mamíferos podemos citar al zorro gris pampeano, el gato del pajonal, peludos, vizcachas y como endémicos a diversas especies de tuco-tuco (Bilenca & Miñarro, 2004). La diversidad pedológica se manifiesta por la presencia de 4 Órdenes, 10 Subórdenes, 17 Grandes Grupos y 28 Subgrupos (Bravo, 2013). La distribución de las taxas de suelos se rige por la interacción entre el clima, la posición en el paisaje y el material parental. La diversidad de los componentes naturales descriptos se ve comprometida por los agroecosistemas, que desarrollan desde hace más de una centuria actividades ganadero-agrícolas. El sector austral ha sufrido una marcada intensificación, con un aumento del 35 al 42% en cultivos anuales y una reducción del área de pastizales de 51,6 a 35,1% (Viglizzo *et al.*, 2006). Los niveles de almacenamiento de carbono orgánico en los suelos alcanzados en la condición climáxica del pastizal pampeano han disminuido en función del tipo de uso y de la resiliencia del componente edáfico: Miglierina *et al.*(2000)han informado reducciones del 30 al 56% en los contenidos de carbono en horizontes A en función de tipos de suelos, rotaciones y cultivos. Estas situaciones podrían mitigarse por el cambio de uso de las tierras hacia pastizales o forestaciones. Un aspecto destacado en el almacenamiento de carbono orgánico se asocia a la compartimentalización, con menor posibilidad de liberación a la atmósfera cuando los usos de la tierra permiten ubicar al carbono por debajo de los 30 cm de la superficie.El objetivo de la presente contribución es establecer los niveles de almacenamiento de carbono orgánico de suelos bajo pastizales y su variabilidad en función de los materiales que le dan origen, así como los efectos por el cambio de uso sobre el almacenamiento, tasas de retención y distribución vertical de carbono orgánico.

MATERIALES Y MÉTODOS

La experiencia se desarrolló en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires. Las localidades extremas de la zona analizada incluyen a Bahía Blanca al sur, General La Madrid al norte, Púan al oeste y Tres Arroyos al este. Las precipitaciones anuales oscilan entre 850 (NE) a 500 mm (SE).La evapotranspiración potencial varía entre 750 a 900 mm año^{-1}. La temperatura media anual es de 15 °C, con estaciones bien diferenciadas: veranos templado-calurosos e inviernos frescos.En el área de estudio se describieron 110 perfiles de suelo según las normas del Soil Survey Manual (Soil Survey Staff, 1993), procediendo al muestreo y caracterización físico-química de los mismos. En cada sitio de muestreo se estableció su geoforma (Geo), material parental (MP), uso del suelo y profundidad efectiva (PE). De cada perfil se identificaron los horizontes genéticos, evaluando en ellos el espesor, color, estructura, consistencia, presencia y abundancia de cutanes, raíces, reacción al HCl al 10 % y descripción de formaciones especiales. La densidad aparente (Db) se determinó en los horizontes superficiales por el método del cilindro (Blake &Hartge, 1986) y enlos horizontes subsuperficiales se estimó a partir de la textura y el contenido de carbono orgánico (Saxton *et al.*, 1986). Los suelos fueron clasificados a nivel de familia por Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1999).

Los materiales parentales fueron identificados como: 1.-**Sedimentos eólicos recientes** de textura moderadamente gruesa: abarcan texturas franco arenosas a arenosa francas, presentan colores de pardo oscuro a pardo. 2.- **Sedimentos loéssicos**: corresponden a sedimentos modernos de origen eólico, de textura franca, franco limosa, franco arcillo limosa y franco arcillosa, con predominio de color pardo amarillento.3.- **Sedimentos aluviales**: presentan texturas contrastantes de franco-arenosa a arcillosa, colores de pardo oscuro a pardo y rasgos de hidromorfismo. Los usos de la tierra fueron definidos como: agrícola (A), agrícola-ganadero (AG), ganadero-agrícola (GA), ganadero (G) y forestal (F).

Sobre muestras secas al aire y tamizadas por 2 mm se realizaron determinaciones de:textura por el método de la pipeta y carbono orgánico del suelo (CO) por el método de combustión húmeda (Nelson & Sommers, 1982).A partir de los datos de campo y laboratorio se calculó el carbono orgánico almacenado (COS) por cada perfil individual según la metodología propuesta por Batjes (1996):

$$\mathbf{COS0\text{-}\Sigma Ti\ (Mg\ ha^{-1}) = \Sigma\ COi\ (kg\ Mg^{-1})\ Dbi\ (Mg\ m^{-3})\ Ti\ (m)\ 10{,}000\ m^2/ha^{-1} 0{,}001\ Mg/kg^{-1}}$$

Donde:

COS0-ΣTi : Masa de COS en Mg ha^{-1} almacenada en el perfil del suelo

COi:(kg Mg^{-1}): contenido de carbono orgánico para el horizonte i

Dbi (Mg m^{-3}): densidad aparente del horizonte i

Ti (m): espesor del horizonte i

De la misma manera se determinó el CO almacenado en los 25 cm superficiales (CO0-25 en Mg ha^{-1}), así como el CO almacenado en la sección de control para familia (COSC, desde los 0,25 hasta 1 m de profundidad u horizonte 2Ckm, en Mg ha^{-1}) y el CO en 1 metro de profundidad (CO1m, Mg ha^{-1}).Las variables de estudio fueron sometidas a análisis de varianza (ANOVA) simples o dobles. En este último tipo de análisis se determinó el efecto de la interacción, considerándola como no significativa con P>0,25. En aquellos casos en los cuales se sospecharon efectos distorsivos generados por variables no incluidas como factores, se realizó un análisis de covarianza (ANCOVA).Cuando los ANOVA o ANCOVA detectaron diferencias con P< 0,05 se efectuaron comparaciones de medias por diferencias mínimas significativas (DMS) para modelos desbalanceados (Di Rienzo *et al.*, 2013).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Carbono orgánico almacenado: efecto de los materiales parentales

Los sedimentos eólicos recientes, sedimentos loéssicos y sedimentos aluviales presentan valores de 76, 107 y 193 Mg ha^{-1} en COS y 71, 100 y 156 Mg ha^{-1} para CO1m (n= 21, 81 y 8, respectivamente, P< 0,01). De tal forma los sedimentos aluviales presentan un aumento del 80 % y 154 % en el nivel de COS respecto a los sedimentos loéssicos y eólicos recientes. La brecha entre estos dos últimos materiales es del 40 %. Si comparamos a los MP bajo un mismo Uso y tomando a PE como covariable se detectan diferencias entre MP para COS, COSC y CO1m (Tabla 1).Desde el punto de vista taxonómico los perfiles incluidos en la comparación presentada se diferencian a nivel de familia: los suelos desarrollados sobre sedimentos eólicos recientes de textura moderadamente gruesa se clasifican como Paleustoles petrocálcicos franco gruesos, térmicos, moderadamente profundos. Los suelos evolucionados sobre sedimentos loéssicos corresponden a Paleustoles petrocálcicos franco finos, térmicos, moderadamente profundos. En los dos grupos el proceso pedogenético dominante es la melanización, a lo que se le suma la iluviación en algunos sedimentos loéssicos,

permitiendo la diferenciación de horizontes Bt. Las mayores diferencias en CO se observan en 0-25 cm, donde los sedimentos loéssicos retienen un 25 % más que los materiales eólicos recientes. Asimismo, considerando los horizontes AC de las dos situaciones, los sedimentos eólicos recientes presentan una reducción del 11 % en la retención de CO respecto a los sedimentos loéssicos.

Tabla 1: Valores medios de COS, COSC y CO1m en función de los Usos y MP

	MP	n	COS	COSC	CO1m
			----------Mg ha^{-1}----------		
A	1	--	--	--	--
	2	12	90,2	35,5	85,95
	3	--	--	--	--
AG	1	10	61,8 a*	26,2 a	58,4 a
	2	28	97,2 b	39,4 b	93,7 b
	3	3	157,2 c	82,0 c	146,4 c
GA	1	7	91,9 a	42,9 a	81,8 a
	2	17	115,3 a	49,7 a	115,3 a
	3	--	--	--	--
G	1	3	127,1 a	50,5 a	110,5 a
	2	18	112,6 ab	45,3 ab	103,8 a
	3	5	182,0 b	75,9 b	140,1 a
F	1	1	86,9 a	10,0 a	70,8 a
	2	6	153,4 a	53,0 a	142,7 a
	3	--	--	--	--

*: en las columnas y dentro de cada uso, medias seguidas por distinta letra difieren por DMS con (P< 0,05): MP: materiales parentales; n: número de réplicas; --: ausencia de datos; A: uso agrícola; AG; agrícola-ganadero; GA: ganadero-agrícola; G: ganadero; F: forestal.

Cambios en el carbono orgánico almacenado por el uso de la tierra

Para establecer la influencia del Uso del suelo sobre CO0-25 y CO1m con la menor interferencia del resto de los factores, se ha realizado la comparación entre individuos que presentan un mismo tipo de material parental. Se consideró como covariable a la Geo, que no presentó significación estadística (P entre 0,37 a 0,94), indicando que las diferencias entre medias expresan los efectos del Uso. En la Tablas 2 y 3 se presentan las comparaciones de medias por usos para CO0-25 y CO1m respectivamente.

Tabla 2. Comparación de medias de CO0-25 por uso del suelo en función de los MP.

Uso del suelo	**Sedimentos eólicos recientes**	**Sedimentos loéssicos**	**Sedimentos aluviales**
Agrícola (A)	--	50,9 ± 15,1* a	--
Agrícola-ganadero (A-G)	33,1 ± 7,4 a**	54,6 ± 15,5 a	64,8 ± 11,6 a
Ganadero-agrícola (G-A)	38,9 ± 8,3 a	56,5 ± 17,5 a	--
Ganadero (G)	51,1 ± 9,4 b	60,0 ± 17,4 a	68,9 ± 24,6 a
Forestal (F)	82,6 ± 0,1 c	86,1 ± 23,7 b	--

*: Desvío estándar; **: en las columnas, medias seguidas de distinta letra difieren por test de DMS con P< 0,05.

Se han observado diferencias en CO0-25 entre A-G y el resto de los usos (G-A, G y F) en los sedimentos eólicos recientes (P< 0,05). En el caso de los sedimentos loéssicos F ha presentado mayor carbono que A, A-G, G-A y G (P< 0,05), mientras que no se han detectado diferencias entre usos en sedimentos aluviales (P> 0,84).En CO1m solamente se han establecido diferencias entre A-G y F para los sedimentos eólicos recientes y entre F y el resto de los tratamientos para los sedimentos loéssicos (P< 0,05). No se encontraron diferencias entre usos para los sedimentos aluviales (P> 0,95).

Los cambios en CO1m amortiguan las variaciones observadas en CO0-25: no se observan diferencias por uso tanto en los sedimentos recientes (P >0,16) como en los sedimentos loéssicos (P >0,59). Al calcular en CO1m contrastes a priori entre los usos donde predomina la agricultura (A y A-G) y aquellos donde hay una mayor proporción de verdeos y pasturas (G-A y G), se detectan diferencias significativas a favor de las últimas en los sedimentos loéssicos (P< 0,05), sin

que se observen diferencias al realizar la misma comparación para sedimentos eólicos recientes (P>0,25). El contraste A y A-G versus F detecta diferencias en ambos materiales a favor de los árboles (P< 0,01).

Tabla 3. Comparación de medias de CO1m por Uso del suelo en función de los MP.

Uso del suelo	Sedimentos eólicos recientes	Sedimentos loéssicos	Sedimentos aluviales
Agrícola (A)	--	85,9 ± 23,3* a	--
Agrícola-ganadero (A-G)	58,8 ± 16,2 a**	91,7 ± 30,5 a	164,1 ± 15,6 a
Ganadero-agrícola (G-A)	78,4 ± 20,2 b	107,3 ± 33,1 a	--
Ganadero (G)	81,4 ± 4,2 b	105,4 ± 40,9 a	151,6 ± 45,7 a
Forestal (F)	115,3 ± 0,5 c	135,3 ± 46,1 b	--

*: Desvío estándar; **: en las columnas, medias seguidas de distinta letra difieren por test de DMS con P< 0,05.

Si consideramos al uso con predominio de pasturas o campo natural (G) como línea base del CO0-25 y un período de 60 años (edad de las masas forestales analizadas), se pueden calcular para los sedimentos eólicos recientes tasas de liberación de 0,2 y 0,3 Mg $ha^{-1}año^{-1}$ de CO al cambiar el uso a G-A y A-G respectivamente. El cambio de G a F permite obtener una ganancia de 0,52 Mg $ha^{-1}año^{-1}$ de CO.En los sedimentos loéssicos el pasaje de G a G-A, A-G y A produce tasas de liberación de 0,06; 0,09 y 0,15 Mg $ha^{-1}año^{-1}$ de CO, respectivamente. Si el cambio fuera de G a F puede alcanzarse una retención de 0,43 Mg $ha^{-1}año^{-1}$. Los sedimentos eólicos recientes liberan CO a una tasa 3 veces mayor a los sedimentos loéssicos por intensificación del uso, mientras que la retención en F es un 20 % superior.

En CO1m la tendencia es similar: tomando como línea de base a G, los valores de referencia se ubican en 81 y 106 Mg ha^{-1} para sedimentos eólicos recientes y sedimentos loéssicos. La forestación aumenta el almacenamiento en 35 Mg ha^{-1} para los primeros y en 30 Mg ha^{-1} en loess, indicando una capacidad de secuestro de 0,58 y 0,5 Mg $ha^{-1}año^{-1}$. Asimismo, las reducciones de los niveles de base en A y AG son en promedio de 21 y 17 Mg ha^{-1} para sedimentos recientes y loéssicos, estableciendo tasas de liberación de CO que alcanzan a 0,35 y 0,28 Mg ha^{-1}. Al comparar el stock de CO1m en suelos de la región pampeana, Berhongaray & Alvarez (2010) informan contenidos de 131, 90 y 86 Mg ha^{-1} de COS para uso forestal, ganadero y agrícola, similares a los observados en el presente estudio (niveles de 135, 105 y 85 Mg ha^{-1}, respectivamente). El uso forestal de la tierra es el único que modifica el contenido de CO almacenado en un metro de profundidad. El efecto se manifiesta principalmente en los primeros 25 cm. Riestra et al. (2012) han informado una tendencia similar en los 12 cm superficiales del suelo, con aumentos marcados de CO bajo uso Forestal respecto a la agricultura.

Cambios en la distribución vertical del carbono orgánico por el uso de la tierra

Para establecer la influencia del Uso sobre la distribución vertical del COS se han seleccionado 2 pedones por uso agrícola, ganadero y forestal, todos generados a partir de sedimentos loéssicos (Figura 1). El uso forestal presenta una alta acumulación en los 25 cm superficiales, alcanzando los 112 Mg ha^{-1}, mientras que el uso ganadero presenta 78 y el agrícola llega a 48 Mg ha^{-1}. Esto indica un incremento del 44 y 133 % del CO0-25 para usos forestales respecto a ganadero u agrícola, respectivamente. En un estudio global de perfiles de suelos para un rango de precipitaciones de 500 a 1000 mm $año^{-1}$, Jobbágy y Jackson (2000) observaron que el uso forestal presenta mayor retención de COS que las pasturas y éstas que los arbustos, en los 20 cm superficiales del suelo.

La distribución vertical presenta niveles bajos de COS con poca variabilidad en el uso agrícola (41 a 16 Mg ha^{-1}). El uso ganadero tiene niveles medios a altos de COS con acumulación subsuperficial y decrecimiento en profundidad (92 a 22 Mg ha^{-1}). Los mayores niveles de acumulación con marcada asimetría se producen bajo el uso Forestal (117 a 4 Mg ha^{-1}). Resultados similares son informados por Jobbágy & Jackson (2000), quienes indican que el tipo de vegetación altera la distribución vertical del COS, siendo más profunda y homogénea en arbustos, intermedia en praderas y con gran acumulación superficial bajo árboles.

La mayor acumulación de CO en los horizontes A bajo uso forestal y la drástica reducción del carbono en subsuperficie podría relacionarse a la morfología de los pedones, con sucesión A-Bt-BC-C. La misma sucesión se presenta en los perfiles con uso agrícola (clasificados como Argiudoles típicos franco finos), que a partir de los 30 cm se estabilizan en niveles de 20 Mg ha^{-1} de CO. Asimismo, el uso ganadero exhibe mayores niveles de retención en profundidad, asociado al efecto de crecimiento radicular continuo de las gramíneas nativas en perfiles morfológicamente favorables (A-AC-C) y con epipedones mólicos engrosados (Hapludoles páquicos franco finos).Los valores de CO presentan un decrecimiento regular con la profundidad. Si se considera el uso ganadero (pastizal natural) como la

condición de referencia, el uso agrícola muestra una reducción en el almacenamiento de CO, mientras que el forestal favorece la acumulación. Las mayores diferencias se observan hasta una profundidad de 0,5 m. El comportamiento de la reducción del CO con la profundidad bajo los distintos usos puede ser ajustado a modelos exponenciales negativos. Este tipo de ajuste, junto con logarítmicos y/o polinomiales son frecuentemente utilizados para estudiar la acumulación y distribución del CO en profundidad (Jobbágy & Jackson, 2000; Berhongaray &Alvarez, 2010).Los modelos de regresión muestran que el valor de 6 g kg^{-1} de CO se alcanza a profundidades de 0,5, 0,8 y 0,4 m para los Usos agrícola, ganadero y forestal, respectivamente. La forma de compartimentalización del CO con la profundidad es asimétrica y poco estable bajo árboles implantados, debido a la existencia de elevadas cantidades de carbono en la zona que puede ser rápidamente intervenida por el hombre (0-30 cm). Los pastizales permiten almacenar el CO en profundidades con menor riesgo de ser alteradas por labranzas, y por lo tanto, de compartimentalización más estable.

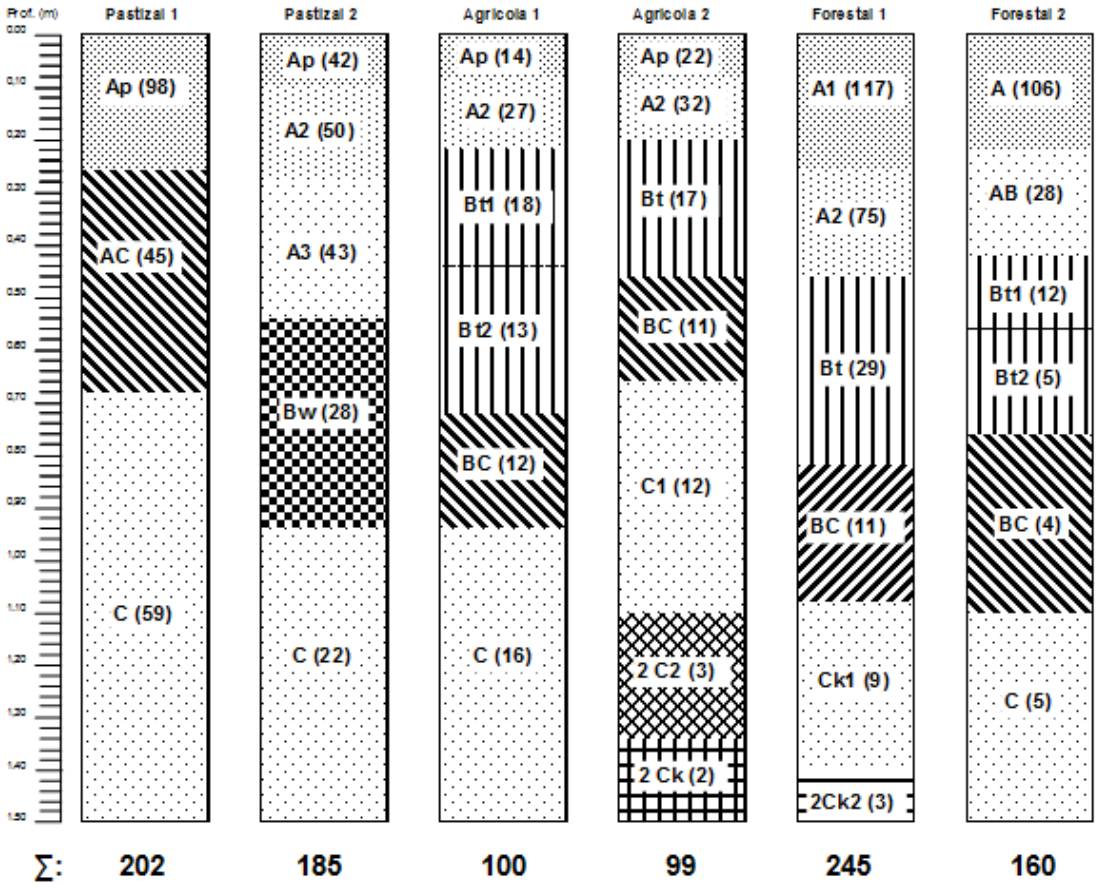


Figura 1: Distribución de COS en función de horizontes morfológicos y uso de la tierra. Entre paréntesis figura la retención de CO en Mg ha^{-1} por horizonte. ∑: sumatoria de CO en 1,5 m

CONCLUSIONES

Se han detectado diferencias en el carbono orgánico almacenado por efecto de los materiales parentales (P< 0,01). Los suelos evolucionados a partir de sedimentos aluviales alcanzaron valores de 193 Mg ha^{-1} de COS, superando en un 80 y 153% a los sedimentos loéssicos y sedimentos eólicos recientes. Los sedimentos loéssicos presentaron un valor de COS superior en un 40% a los sedimentos eólicos recientes.

Dentro de un mismo material parental, se han detectado efectos por el uso en los primeros 25 cm del perfil. En suelos que presentan como MP a sedimentos eólicos recientes se midieron niveles de 33 y 39 Mg ha^{-1} en CO0-25 para A-G y G-A, presentando diferencias con los 51 y 83 Mg ha^{-1} obtenidos para G y F, respectivamente (P < 0,05). En sedimentos loéssicos F logró un nivel de 86 Mg ha^{-1}, superando en un 40% a los almacenamientos de G, GA, AG y A (P< 0,05). En los sedimentos aluviales no se apreciaron cambios al comparar los usos A-G versus G (P> 0,84). En CO1m se han detectado diferencias entre A-G y F para los sedimentos eólicos recientes, así como entre F y el resto de los

tratamientos en los sedimentos loéssicos (P< 0,05). Los valores observados indican que F> G> A con valores de 115, 81 y 69 Mg ha^{-1} para sedimentos eólicos recientes y 135, 105 y 89 Mg ha^{-1} para sedimentos loéssicos.

El Uso ejerce una marcada influencia en la distribución vertical del COS. F ha presentado una alta acumulación en 0-25 cm con incrementos del 44 y 133% respecto a A y G, respectivamente. La distribución vertical muestra bajos niveles de COS con poca variabilidad en A, mientras que en G presentó acumulación subsuperficial y decrecimiento leve. F exhibe los mayores niveles de acumulación y marcada asimetría (117 a 4 Mg ha^{-1}). La forma de compartimentalización del CO con la profundidad es asimétrica y poco estable bajo árboles implantados, debido a que presenta elevadas cantidades de C en la zona que puede ser rápidamente intervenida por el hombre. Los pastizales permiten almacenar el CO en profundidades mayores de compartimentalización estable.

AGRADECIMIENTOS

A la Mag. E. Schmidt por su atenta lectura. A la SeGCyT- UNS por aportar fondos para la investigación a través del PGIUNS Nº 24/A222 (2016-2019)

BIBLIOGRAFÍA

- Amiotti, N & O Bravo (ex-aequo). 2010. Análisis multiescalar de la relación Pedogénesis-Productividad en suelos de la Pampa Austral. En Actas XXII CACS. Rosario, Santa Fe.
- Batjes, NH. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. European J. Soil Sci.(47): 151-163.
- Berhongaray, G & R Alvarez. 2010. Modelización de los contenidos de carbono de los suelos pampeanos según el tipo de uso y vegetación. Actas XXII CACS, Santa Fe.
- Bilenca, D & F Miñarro. 2004. Identificación de Áreas Valiosas de Pastizal (AVPs) en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil. Fundación Vida Silvestre. Argentina. 353 págs.
- Blake, GR & KH Hartge. 1986. Bulk Density. In: Methods of Soil Analysis, Part I. Physical and Mineralogical Methods. A. Klute editor. Agron. Mon. N° 9 (2nd ed.). 363-375.
- Bravo, O. 2013. Factores y procesos pedogenéticos que regulan el almacenamiento de carbono en suelos de la Pampa Austral. Tesis Doctoral, Dpto. de Agronomía, UNS. Bahía Blanca (BA), Argentina.148 p.
- Cabrera, AL. 1971 Fitogeografía de la República Argentina. Bol. Soc. Argentina de Botánica 14: 1–42.
- Di Rienzo, JA;F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada; & CWRobledo. 2013. InfoStat versión 2013. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- Jobbágy, EG & RB Jackson. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. Ecol. Appl., 10(2): 423-436.
- Miglierina, AM; JO Iglesias; MR Landriscini; JA Galantini & RA Rosell. 2000. The effects of crop rotation and fertilization on wheat productivity in the Pampean semiarid region of Argentina.1: Soil physical and chemical properties. Soil & Till. Res.,(53): 129- 135.
- Nelson, DW & LE Sommers. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: Methods of soil analysis, Part 2. Chemical and Microbiological properties. A L Page, R H Miller and D R Keeny (Editors), ASA and SSSA, Madison, WI. 539-579.
- Riestra, D;E Noellemeyer & A Quiroga. 2012. Soil texture and forest species condition the effect of afforestation on soil quality parameters. Soil Sci. (177): 279-287.
- Saxton, KE; WJ Rawls; JS Romberger& RI Papendick. 1986. Estimating generalized soil-water characteristics from texture. Soil Sci. Soc. Am. J.(50): 1031-1036.
- Soil Survey Staff, 1993. Soil Survey Manual. Handbook N° 18. USDA. 437 pp.
- Soil Survey Staff, 1999. Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys. 2nd ed. Agric. Handbook N° 436. USDA. 869 pp.
- Soriano, AR; JC León; OE Sala; RS Lavado; VA Deregibus; MA Cahuepé; OA Scaglia; CA Velazquez & JH Lemcoff. 1992. Río de la Plata grasslands. In: Coupland, R.T. (ed.). Ecosystems of the world 8A. Natural grasslands. Pp. 367-407. Elsevier, New York.
- Viglizzo, EF;FC Frank & L Carreño. 2006. Situación ambiental en las ecoregiones Pampa y Campos y Malezas. En: Situación ambiental Argentina 2005. A D Brown, U Martinez-Ortiz, M Acerbi, & J Corcuera Editores. Fundación Vida Silvestre, Buenos Aires, Argentina. 263-273.

C5P6. INDICE DE DESARROLLO DEL PERFIL EN ARGIUDOLES DE LA REGION PAMPEANA

Bravo, Oscar

Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur. San Andrés 800 (8000), Bahía Blanca. Buenos Aires, Argentina. obravo@uns.edu.ar

RESUMEN

En los estudios de calidad de suelos se seleccionan atributos del horizonte superficial que sean sensibles a diferentes usos, labranzas y rotaciones. Este tipo de análisis deja de lado la morfología y características evolutivas que pueden correlacionarse con los factores ambientales y productividad de los cultivos. Los índices de desarrollo permiten reflejar el grado de organización pedológica en el perfil del suelo, con relación directa a los rendimientos. El objetivo del presente trabajo fue evaluar el grado de evolución de suelos desarrollados en una climo-secuencia de la región pampeana, a través del cálculo de índices de desarrollo del perfil (IDP). La validación de estos índices se realizó en función de la precipitación media anual (PMA) y de la productividad del cultivo de trigo. La experiencia se desarrolló en suelos de la pampa ondulada y pampa austral. Se realizaron cálculos del índice de desarrollo combinado (IDPC) el cual incluye propiedades morfológicas y químicas, así como del índice de desarrollo morfológico (IDPM), que toma en cuenta solo datos obtenidos de la descripción morfológica. Los materiales parentales correspondieron a sedimentos loessicos, con texturas francas a franco arcillosa, con identificaron de epipedones molicos sobre endopedones argílicos y petrocálcicos a profundidades variables. El IDPC muestra alta correlación con la profundidad efectiva (r^2= 0,88, P< 0,01). El IDP corregido por profundidad muestra correlación significativa con la PMA (r^2= 0,84, P< 0,05). Asimismo, la evolución de los suelos se refleja claramente en la productividad, con valores de r^2= 0,88 (P< 0,01) entre rendimiento de trigo-IDP, con mejor comportamiento que el índice de productividad (r^2= 0,64, P>0,40). El IDPM fue adecuado para establecer diferencias en la evolución de los suelos, diferencias entre horizontes de un mismo suelo y respuestas en la productividad, con la ventaja de utilizar solamente rasgos morfológicos descriptos a campo.

Palabras clave: Índice de desarrollo del perfil, propiedades morfológicas, productividad.

INTRODUCCIÓN

La variabilidad de los rendimientos de los cultivos puede ser explicada por modificaciones en el ambiente edáfico en interacción con variables climáticas y de manejo. Entre los aspectos a considerar se encuentran el tipo de suelo, sus propiedades físicas-químicas y la posición en el terreno (Kravchenko & Bullock, 2000). Para asegurar la sustentabilidad del sistema productivo es necesario utilizar un paquete tecnológico ajustado a cada situación, en base a las variaciones de suelo y clima que presentan los diferentes ambientes. Dichas variaciones pueden cuantificarse mediante el uso de índices. Los índices son el resultado de combinaciones de distintas propiedades y son utilizados para resumir información compleja sobre un fenómeno a estudiar con el objeto de detectar rápidamente cambios dentro de un sistema. Para los estudios de calidad de suelos se deben seleccionar atributos que sean sensibles a cambios de usos de la tierra, a las rotaciones y al manejo. Muchos de los parámetros biológicos y físicos están fuertemente influenciados por el contenido de materia orgánica la cual es una de las propiedades más afectada por las condiciones de manejo. La materia orgánica particulada, el carbono orgánico total, el nitrógeno potencialmente mineralizable y la biomasa microbiana son atributos sensibles a los cambios de uso en los agrosistemas (Needelman*et al.*,1999). Uno de los problemas de estos índices de calidad es que quedan circunscriptos a los primeros decímetros del suelo. Es factible así encontrar diferencias entre ambientes que luego no se repiten en la productividad de cultivos, al no considerar la totalidad del perfil edáfico explorado por las raíces. El índice de productividad (IP) de Riquier *et al.* (1970) es un método paramétrico que supera dicha falencia al combinar la condición climática con variables edáficas superficiales y subsuperficiales permitiendo expresar la productividad potencial de los cultivos. El grado de desarrollo del perfil del suelo se utiliza como una medida cualitativa de la cantidad de cambios edafológicos que han tenido lugar en el material parental. Se ha utilizado en la estratigrafía del Cuaternario, donde los suelos se utilizan para correlacionar los depósitos no consolidados. Harden (1982) propone un índice que cuantifique el grado de desarrollo del perfil de suelo (IDP), tomando como referencia el material parental y calculando la diferencia en el desarrollo de propiedades morfológicas y químicas. El objetivo del presente estudio fue evaluar el grado de evolución de suelos de la región pampeana desarrollados sobre sedimentos loessicos situados en un gradiente de precipitación húmedo-subhúmedo. El grado de evolución se determinará a través de índices

que incluyen parámetros morfológicos (IDPM) y químicos del suelo (IDPC) que reflejan los procesos de edafogénesis. La confiabilidad de dichos índices se relacionara a la productividad del cultivo de trigo y la precipitación media anual de cada sitio analizado.

MATERIALES Y MÉTODOS

La experiencia se llevó a cabo sobre 6 perfiles de suelos situados en la Región Pampeana, la cual se encuentra ubicada entre los 30 y 39° de latitud sur y 57 a 64° de longitud oeste. Presenta un relieve llano a ligeramente ondulado que es interrumpido por dos sistemas serranos: de Tandilia y de Ventania. Los perfiles estudiados pertenecen a las localidades de Fuentes (provincia de Santa Fe) y Tandil, La Dulce, Tres Arroyos, Coronel Suarez y Coronel Dorrego (Buenos Aires). El resto pertenecen al SO y SE de la Provincia de Buenos Aires, subregión pampa austral. Los suelos comparados presentan rotaciones agrícolas con distintas intensidades: Fuentes tiene un uso con predominio de soja de más de 25 años, con siembra ocasional de cultivos de maíz. El perfil de Tres Arroyos presenta una rotación trigo-verdeos invernales -girasol mayor a 20 años. El perfil de Dorrego presenta 10 cultivos de cosecha en nueve años, con una rotación girasol-trigo- soja cebada. El suelo de Tandil muestra en los últimos 10 años una rotación trigo-cebada-maíz. El lote de La Dulce se dedica a producción de semilla de trigo desde hace 15 años, con rotación trigo-trigo- natural-trigo-avena+vicia. El lote de Coronel Suarez tiene como rotación trigo-trigo-natural-maíz-avena en los últimos 20 años. En cada situación analizada se realizó la apertura de calicatas y descripción de los factores de sitio (Schoeneberger *et al.*, 2012) y de las características morfológicas de los perfiles de suelos, según las normas de Soil Survey Manual (USDA, 1993). De cada horizonte se tomaron muestras para su caracterización física y química, que fueron secadas al aire y tamizadas por una malla de 2 mm. Las determinaciones de laboratorio incluyeron: pH en suspensión suelo: agua en una proporción 1:2,5 (método potenciométrico), materia orgánica total (Walkey y Black), nitrógeno total (Kjeldhal), fósforo total (Bray y Kurtz N° 1) y textura (método de la pipeta de Robinson), separando arena (2000 a 50 µm), limo (50-2 µm) y arcilla (<2 µm), asignando la clase textural a cada muestra (Schoeneberger*et al.*, 2002). Los suelos fueron clasificados a nivel de familia por Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2014). Para el cálculo del índice de evolución edáfica se utiliza la metodología propuesto por Harden (1982). Los índices calculados son: índice de rubefacción, de melanización, textura total, de consistencia en seco, índice de consistencia en húmedo, presencia de barnices, desarrollo de estructura, por pH, índice por materia orgánica, índice por fosforo total e índice por nitrógeno total. Asimismo para cada perfil del suelo se calculó el índice de productividad según la metodología de Riquier (FAO, 1970). El análisis estadístico incluyó la realización de correlaciones simples entre los índices calculados, la PMA y los valores de rendimiento de trigo obtenidos por consultas a informantes calificados (nivel de significación $P < 0.05$), definiendo el adecuado ajuste de los modelos por el estudio de residuales (Di Rienzo *et al.*, 2013).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Características generales de los perfiles analizados

Los seis perfiles analizados se disponen en un gradiente climático que va desde Fuentes con una precipitación media anual de 980 mm y continúa en las localidades de Tandil, La Dulce, Tres Arroyos, Coronel Suarez y Coronel Dorrego con PMA de 800, 870, 760, 800 y 710 mm año^{-1}, respectivamente. Todos los perfiles estudiados se desarrollaron a partir de sedimentos loessicos, con presencia de horizontes Bt y con marcados cambios en la profundidad efectiva (PE) por efecto del horizonte petrocálcico. El primero de los perfiles (Fuentes) se encuentra en la subregión pampa ondulada y se clasifica como Argiudol vértico, franco fino, térmico. El resto se ubica en la pampa austral y se clasifican como Argiudol petrocálcico, franco fino, térmico (Tandil, La Dulce, Coronel Suarez y Coronel Dorrego) y Argiudol petrocálcico, franco fino, térmico, somero (Tres Arroyos).

Características de los horizontes de referencia

En la Tabla 1 se presentan las características de los horizontes menos alterados. Los materiales presentan colores que oscilan entre pardo amarillento, pardo grisáceo y pardo, con estructura en bloques sub-angulares débiles a moderados en cinco de los seis casos analizados. Los contenidos de limo oscilan de 357 a 721 g kg^{-1} y los niveles de arcilla entre 74 y 332 g kg^{-1}, con clases texturales de franca a franco arcillosa. Este nivel de dispersión es común en los sedimentos loessoides, que son definidos como loess primarios retrabajados por distintos agentes (fluvial, eólico) y con distintos períodos de depositación (discordancia temporal con horizontes cálcicos o petrocálcicos heredados). En tres de los seis casos analizados se utiliza el horizonte BC como referencia, ya que el horizonte infrayacente (2 Ck) es más antiguo. En el caso de Tres Arroyos se utilizó el horizonte que se ubica inmediatamente por debajo del Bt. En la Tabla 2 se presentan los

valores de IDP, así como la PE y PMA de los suelos bajo estudio. LosIDPC calculados muestran una amplia variabilidad, con valores bajos para Tres Arroyos, La Dulce y Cnel. Dorrego y altos para Tandil y Fuentes. Este mayor desarrollo pedogenético no estaría en concordancia con la ecuación universal de formación de suelos, dado que las condiciones de material parental, relieve, organismos y tiempo son relativamente homogéneas. El gradiente climático de los perfiles analizados no podría explicar una diferencia de magnitud 4 entre valores extremos de IDPC. En la Figura 1 se presenta la relación entre IDP y PE de los suelos, con una elevada correlación entre ambos (r^2= 0,88, P<0,01). Queda claramente expuesto que es necesario corregir el IDPC en función de la PE para realizar una correcta comparación de los suelos analizados. Los IDP corregidos a 1m (columna 3 de la Tabla 2) presentan menores variaciones, con un rango máximo de diferencia entre los perfiles de Fuentes y Cnel. Suarez.

Tabla 1:Características de los horizontes de referencia.

Local	Hte	CH	CS	E	Ar	lim	arc	MO	PT
Fuentes	C	10 YR 5/2	10 YR 5/3	Blsa fi de	172	721	107	1,6	148
Tandil	BC	10 YR 4/4	10 YR 5/4	Blsa fi mo	421	388	191	4,0	201
Dulce	C	10 YR4/3	10 YR 5/4	Blsa fi mo	251	670	79	4,3	322
3 Arroyos	2Ck	10 YR 5/2	10 YR 5/3	Masivo	311	357	332	7,0	349
Suarez	BC	10 YR 4/2	10 YR 5/3	Blsa fi mo	370	449	181	4,0	456
Dorrego	BC	10 YR 3/3	10 YR 4/4	Blsa me de	508	418	74	3,8	384

Tabla 2: IPD, PE y PMA de los perfiles bajo estudio.

Localidad	IDPC*	PE** (cm)	IDP corr.† a 1m	IP %††	PMA‡ (mm año^{-1})	Rinde trigo Mg ha^{-1})
Fuentes	41,7	151	27,6	76	980	4,5
Tandil	37,2	136	27,3	81	910	5,0
La Dulce	21,5	85	25,3	68	870	3,5
Tres Arroyos	11,0	50	22,0	32	760	2,5
Cnel. Suárez	25,2	130	19,5	85	800	4,0
Cnel. Dorrego	19,3	88	21,9	68	710	3,0

*: Indice de Desarrollo del Perfil; **: Profundidad Efectiva; †: IDP corregido a 1 m; ††: Indice de Productividad en %; ‡: Precipitación media anual

Para establecer la relación entre desarrollo del perfil y el gradiente climático se ha graficado la relación entre IDP corregido a 1 metro de profundidad y la PMA (Figura 2). Se aprecia que a precipitaciones menores a 800 mm año^{-1} el IDP corregido no presenta respuesta. A partir de este valor el IDP corregido responde linealmente al aumento de precipitación.

Los valores de IDP presentan un alto coeficiente de determinación (r^2= 0,88, P< 0,05) con los rendimientos medios de trigo, pudiendo dicha variable utilizarse como adecuado predictor de rendimientos potenciales (Figura 3). Otro índice de amplia aceptación como lo es el IP, pese a presentar una tendencia positiva, no presenta relación estadística con los rendimientos en los perfiles bajo estudio (P> 0,40).

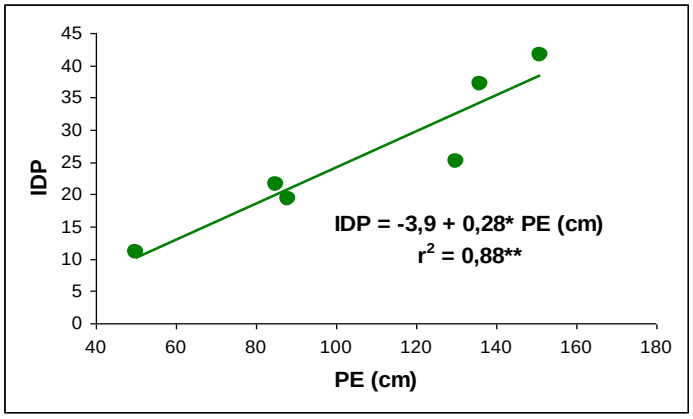


Figura 1: Relación entre IDPC y PE.

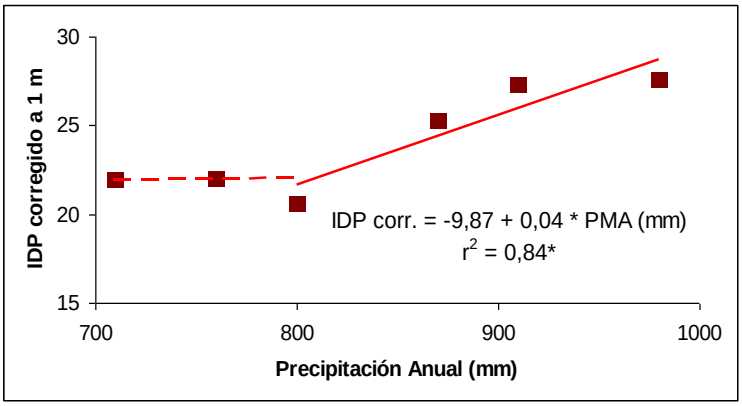


Figura 2: Relación IDP corregido-PMA

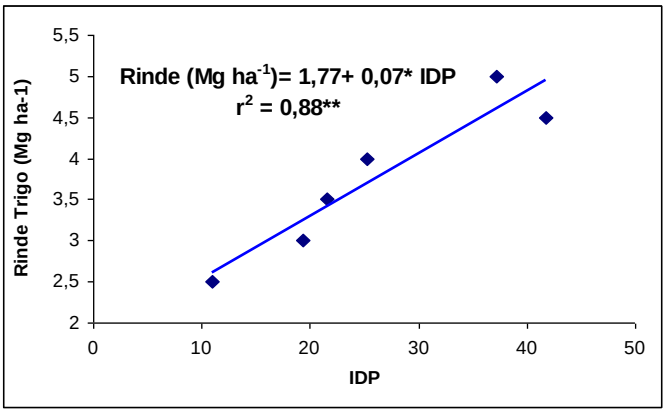


Figura 3: Relación IDP corregido-PMA

Comparación entre IDPC e IDPM

La metodología para el cálculo del IDPC considera características morfológicas, físicas y químicas de los horizontes de cada perfil, considerando que cuanto mayor sea el número de variables, más exacto será el valor del índice. En el presente trabajo se realizo el cálculo del mismo incorporando a las características surgidas de la descripción del perfil análisis químicos de pH, P total, N total y MO. En este punto queremos establecer que diferencias se producen si consideramos en el cálculo del índice variables morfológicas (índice de desarrollo morfológico del perfil, IDPM), ya que esta técnica sería una forma de valoración a campo, más rápida y económica.En la Tabla 3 se presentan el IDP y el IDMP.

Tabla 3: Valores de IDPC e IDPM.

Localidad	IDPC*	IDPM**
Fuentes	41,7	52,4
Tandil	37,2	46,7
La Dulce	21,5	23,1
Tres Arroyos	11,0	8,96
Cnel. Suárez	25,2	28,1
Cnel. Dorrego	19,3	21,7

Los valores de IDMP crecen en 5 de los 6 casos comparados, con la excepción del perfil más somero (Tres Arroyos), donde los índices químicos tienen mayor peso relativo en los valores de IDPC. Existe una estrecha correlación entre IDPC e IDPM (r^2= 0,997, P< 0,01), expresando que el IPD puede predecirse adecuadamente a partir de los parámetros surgidos de la descripción del suelo. El contar con esta información de manera rápida y económica puede facilitar la toma de decisiones una vez finalizada la descripción del perfil.

CONCLUSIONES

Se ha calculado el IDP en seis perfiles desarrollados sobre sedimentos loessicos en un gradiente climático de 710-980 mm de PMA. Los horizontes utilizados como referencia presentaron colores pardos amarillentos a pardo, estructura en bloques sub-angulares débiles y clases texturales franca a franco arcillosa. La morfología de los perfiles analizados es común en cuanto a una sucesión de epipedón mólico (Ap-A2/Ad) sobre argílico (Bt) con marcados cambios en la profundidad efectiva por presencia del horizonte petrocálcico. Los valores de IDPC mostraron una alta variabilidad (41.7 a 11), que no puede ser explicado por los procesos pedogenéticos ni por el gradiente de precipitación. El IDPC presenta una estrecha relación con la profundidad efectiva (r^2= 0,88, P<0,01), siendo necesaria la corrección por profundidad del suelo para realizar una correcta comparación. Los índices corregidos a 1m presentaron un adecuado comportamiento. La relación entre desarrollo del perfil y el gradiente climático es positiva, sin respuesta de los IDP corregidos hasta los 800 mm $año^{-1}$ y con incrementos lineales a partir de dicho límite (r^2= 0,84, P<0,05). Los valores de IDPC presentaron un alto coeficiente de determinación con el rendimiento de trigo (r^2= 0,88, P< 0,01), pudiendo utilizarse el IDPC para predecir los rendimientos. Otro índice de amplia aceptación como el IP no presentó relación estadística (P> 0,40). Los IDPM son tan eficientes como los IDPC para mostrar diferencias de evolución entre perfiles, diferencias de evolución en los horizontes de un perfil y en la predicción del rendimiento, con la ventaja de utilizar solamente rasgos morfológicos descriptos a campo que reflejan procesos de formación de suelo.

AGRADECIMIENTOS

A la SeGCyT- UNS por aportar fondos para la investigación a través del PGIUNS Nº 24/A222 (2016-2019)

BIBLIOGRAFÍA

- Di Rienzo, JA;F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada; & CWRobledo. 2013. InfoStat versión 2013. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar.
- Harden, WJ. 1982. A quantitative index of soil development from field descriptions: Examples from a chronosequence in central California. Geoderma 28(1):1-28.
- Kravchenko, AN & DG Bullock. 2000. Correlation of corn and soybeangrain yield with topography and soil properties. Agron. J. 92:75–83.
- Needelman, BA; MM Wander; GA Bollero: CW Boast; GK Sims& DG Bullock. 1999. Interaction of Tillage and Soil Texture: Biologically Active Soil Organic Matter in Illinois. Soil Sci. Soc. Am. J. 63:1326–1334.
- Riquier, J; DL Bramao & JP Cornet. 1970. A new system of soil appraisal in terms of actual and potential productivity. PaperAGL: TESR/70/6, December, 38 pp. FAO.
- Schoeneberger, PJ; DA Wysocki; E.C. Benham &SoilSurvey Staff. 2012. Field book for describing and sampling soils, Version 3.0. Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, Lincoln, NE.
- Soil Survey Staff, 1993. Soil Survey Manual. Handbook N° 18. USDA. 437 pp.
- Soil Survey Staff. 2014. Keys to Soil Taxonomy, 12th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.

C5P7. FACTOR CLIMÁTICO PARA PREDICCIÓN DE EROSIÓN EÓLICA EN LA PROVINCIA DEL CHACO

Goytía, Silvia Y. y Rojas, Julieta M.

EEA Sáenz Peña, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. goytia.yanina@inta.gob.ar

RESUMEN

La erosión eólica afecta a suelos de regiones semiáridas y subhúmedas de la Argentina, tanto por causa de sus características genéticas y afectadas por el uso del suelo como por variaciones climáticas representadas por eventos extremos de viento, temperaturas y precipitaciones. Se ha demostrado que existe mayor emisión de partículas provenientes de la erosión eólica en el aire con baja humedad relativa (menor a 20%), alta temperatura del aire (mayor a 30 ºC) y alta velocidad de viento (28,8 km.h^{-1}).En la provincia del Chaco se realizan desde 2008 mediciones de fracción erosionable por el viento (% de agregados menoresa 0,84 mmtomados de los 2,5 cm superficiales del suelo), con el objetivo de ajustar una ecuación de predicción que define la susceptibilidad a la erosión eólica y generar mapas de riesgo de erosión potencial. Sin embargo para la elaboración de cartografía es necesario calcular el factor climático (Factor C), un índice de erosividad que puede calcularse para cualquier localidad en base a información climática de largo plazo y expresado en % del factor C de Garden City, Kansas al cual se le ha asignado un valor de 100. El Factor C representa la influencia de la velocidad del viento y la humedad relativa en la ecuación matemática de la erosión eólica, cálculo que está supeditado a la cantidad y calidad de la información meteorológica disponible. En Chaco se dispone de cinco estaciones meteorológicas en las ciudades de Resistencia, Colonia Benítez, Sáenz Peña, Las Breñas, y Los Frentones. Las mismas son de diferentes características, ya que dos de ellas son meteorológicas (Servicio Meteorológico Nacional) y tres son agrometeorológicas (EEA INTA Sáenz Peña, EEA INTA Las Breñas, Estación Meteorológica Los Frentones). El objetivo de este trabajo fue calcular el Factor C con los datos disponibles para el desarrollo de un Sistema de Información Geográfica (SIG) basado en un modelo de predicción eólica para la provincia del Chaco.Se utilizaron datos de velocidad media del viento expresados en metros por segundo tomados a 2 metros de altura y promedios mensuales de precipitaciones.La serie de datos de las cinco estaciones meteorológicas para el período1982-2016 arrojóvalores de Factor C entre 0,02 a 5,29% alcanzando los máximos valores en aquellos sitios donde la precipitación fue escasa y la velocidad del viento superior al promedio.La variación del Factor C estuvo afectada por la serie de datos climáticos utilizada ya quela frecuencia y cantidad de datos varió notablemente entre estaciones meteorológicas.En Chaco la isohieta disminuye de este (1.500 mm anuales) a oeste (800 mm anuales). El bajo número de estaciones meteorológicas y la variabilidad climática dentro de la provincia no sólo generó datos insuficientes para un cálculo preciso sino que hizo difícil uniformar la información disponible en un únicoFactor.A raíz de estos cálculos se concluye que para determinar el factor de erosividad por viento para una región deben contemplarse las diferencias climáticas, incluso dentro de la misma provincia y representarse estas diferencias en la cartografía.

Palabras clave: Factor C, cartografía de riesgo, región chaqueña

C5P8. PERMEABILIDAD EN HORIZONTES CON LAMELAS

López, J.[1], Degioanni, A.[1] y Becerra, M.A.[1,2]

[1]Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. Ex-ruta 36 Km 601. Río Cuarto,Argentina.
[2]Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Córdoba. Ing. Agr. Félix Aldo Marrone 746. Córdoba, Argentina.
adegioanni@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN

Según la Taxonomía de Suelos una lamela es un horizonte iluvial, menor de 7,5 cmde espesor y que contiene más arcilla silicatada que el horizonte eluvial suprayacente. La arcilla acumulada en la lamela se dispone orientada sobre o uniendo granos de arena y el limo. Por lo general,estas formaciones morfológicas se encuentran en suelos con materiales sedimentarios de granulometría arenosay con predominio de la fracción fina. En el sur de la provincia de Córdoba el Gran grupo de suelos más importante por su distribución geográfica,es elHaplustol,de textura franca arenosa a areno franca. En estos suelos se han comenzado a observar presenciade lamelas generalmente en la base del horizonte A (20 cm aproximadamente) de las que no hay registros en la cartografía publicada. Estas lamelas se presentan en forma de bandas continuas o discontinuasde 0,5 a 2 mm de espesor y de color oscuro.La mayoría de los estudios sobre lamelas hacen hincapié en su génesis aunque los datos sobre tasas de formación y variabilidad espacial son escasos o inexistentes para nuestro país.Por otra parte, si bien existen antecedentes sobre la discontinuidad de poros en la parte superior de la lamela que podría reducir la conductividad hidráulica, no existen experiencias sobre el impacto que pueden tener estas estructuras morfológicassobre la permeabilidad. En tal sentido se realizó un ensayo de conductividad hidráulica saturada en porciones de horizonte A y AC de un Haplustolcon presencia de lamelas(33°19'S; 64°34'O). Con cilindros de 7,7 cmde diámetro y 8,5 cm de alturase extrajeron muestrasinalteradas: 6 de la parte superior a la lamela, 6 conteniendo a la lamelay 6 de la parte inferior a la lamela. Se procedió a medir la Ksa través de un permeámetro de carga constante. Para el cálculo de la conductividad hidráulica se midió el volumen de agua percolado por unidad de área a través de un tiempo.Los datos obtenidos se sometieron a un ANAVAcon Infostat. Los resultados obtenidos muestran diferencias significativas ($p<0,05$) entre las muestras de la parte superior e inferior de la lamela (Ks promedio = 2,4 cm h^{-1}y 2,6 cm h^{-1}respectivamente)en relación con la muestra que contiene la lamela (Ks promedio = 0,86 cm h^{-1}). Esta experiencia demuestra que la permeabilidad del horizonte con la presencia de estas formaciones morfológicas especiales se ve sensiblemente reducida.

Palabras claves: Haplustol,franca arenosa, conductividad hidráulica.

C5P9. MAPEO DIGITAL DE CARBONO ORGÁNICO DEL SUELO EN UN SECTOR DEL DEPARTAMENTO ANTA – SALTA.

Morales, Cecilia; Cáceres Díaz, Raúl O.; Perez Brandán, Carolina; Huidobro, Jorgelina

INTA EEA SALTA – Grupo Recursos Naturales Ruta Nacional 68, km 172 – Cerrillos. Salta. morales.cecilia@inta.gob.ar

RESUMEN

El carbono orgánico del suelo (COS) es considerado como un indicador de la salud del mismo, presentando un efecto positivo en la sostenibilidad del sistema productivo. Influye sobre la mayoría de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, afectando la calidad, sustentabilidad y capacidad productiva. Sus niveles de concentración dependen de la estructura y distribución de la vegetación existente, las que a su vez están relacionadas con factores topográficos y geomorfológicos. El análisis de estos factores explica la variabilidad del contenido del COS. El objetivo del presente trabajo es realizar mapas continuos de niveles de COS a 20 cm de profundidad en un sector del departamento Anta. Se trabajó con una base de 70 muestras de suelo geoposicionadas a las que se les estimó los valores de COS. Se utilizaron como factores predictores a las variables morfométricas de la zona. Se aplicó el modelo estadístico regression kriging para representar la variabilidad espacial del COS. Los factores con mayor influencia fueron el índice de humedad topográfica, longitud de la pendiente, nivel basal de la red de canales y profundidad de Valle. Los contenidos de COS varían en un rango de 1,38 a 2,5%, permitiendo observar las variaciones existentes dentro de cada lote. El mapa obtenido resulta una herramienta útil para analizar la variabilidad espacial del COS para la planificación del uso y manejo del territorio.

Palabras claves: regresión kriging, variables mofométricas, suelo.

INTRODUCCIÓN

La intensificación de las actividades agrícolas asociadas a inadecuadas técnicas de manejo ha afectado los niveles de COS por lo que resulta de relevancia cuantificar las propiedades edáficas para manejar adecuadamente los suelos bajo producción agrícola (Sainz Rozas *et al.*, 2011).

El COS participa en diversos procesos del ecosistema. Su concentración está relacionada con el aporte de la biomasa y de la tasa de descomposición de la misma, lo que responde a los cambios de humedad, temperatura y acidez del suelo (Bernardeau *et al.*, 2014).

A nivel de lote, la variabilidad de las características edáficas se encuentra relacionadas a la topografía por influir en la dinámica del agua y la distribución de los sedimentos. Esta variabilidad ha sido objeto de numerosas investigaciones científicas, poniendo en evidencia que existe una relación entre sí (Martinez, 1998).

El suelo, generalmente, presenta características similares en lugares próximos y a medida que la distancia se hace mayor las diferencias tienden a incrementarse, poniendo en manifiesto que las características están correlacionadas espacialmente (Abarca, 2010). En los últimos años, se encuentra en auge la aplicación de técnicas de interpolación híbrida que combina dos enfoques conceptualmente diferentes para modelar y mapear la variabilidad espacial (Hengl *et al.*, 2007).

Una de estas técnicas híbridas de interpolación es conocida como “Regression Kriging”, la cual primero utiliza modelos de regresión en información auxiliar, y luego aplica kriging simple para interpolar los residuos del modelo de regresión (Hengl op cit) llegando a obtener la representación continua de la variable analizada.

Resulta relevante analizar en conjunto la información obtenida de manera discreta a través de datos analíticos con las variables topográficas de la zona, llegando a obtener mapas continuos de las variables en estudio, por lo que el objetivo del presente trabajo es mapear los niveles de COS en los primeros 20 cm de suelo en un sector del departamento Anta.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se tomó como área en estudio a un cuadrante ubicado en el centro del departamento Anta, delimitado por las coordenadas 24° 05’ 20’’S; 64° 21’ 19’’ W y 24° 54’ 31’’ S; 64° 10’ 30’’ W (Figura 1).



Figura 1: Localización área en estudio

Se colectaron muestras compuestas de suelo a 20 cm de profundidad, en 70 lugares distribuidos en lotes y cortinas forestales (Figura 2), las que se enviaron al Laboratorio de Suelos de la Estación Experimental Agropecuaria INTA Salta (EEA INTA Salta) para efectuar los análisis químicos de COS. Los niveles de carbono se estimaron siguiendo la metodología propuesta por Walkey & Black (1965).



Figura 2: Muestras de suelo relevadas

A partir del modelo digital de elevación de 5 metros de resolución obtenido del IGN (IGN, 2017) se generaron variables geomorfométricos para describir la topografía de la zona. Este paso se realizó aplicando el software SAGA (System for Automated Geoscientific Analyses) enmarcado en free open source software (FOSS) desarrollado por el departamento de Física de Gottingen, Alemania (Conrad *et al.*, 2015).

Las variables geomorfométricas se determinaron aplicando la herramienta de geoproceso "Basic Terrain Analysis", definiendo pendiente, aspecto, nivel basal de la red de canales, índice de curvatura, curvatura, longitud de la pendiente, índice multiresolución de fondo de valle y cresta, índice de humedad topográfica e índice de balance de masas.

El área estudiada se ubica en las hojas del IGN 2563-13-1-d, 2563-13-2-c, 2563-13-3-b, 2563-13-4-a; las que se unificaron con el software QGIS (2016) usando la herramienta de geoprocesamiento "mosaic" a fin de obtener un único raster al que se le aplicaron diversos algoritmos para definir las variables geomorfométricas.

Previo a trabajar sobre el modelo de elevación, se efectuó una corrección de valores anómalos aplicando el algoritmo propuesto por Planchon & Darboux (2001). Siguiendo la metodología propuesta por Hengl *et al.*, 2004. Se ajustó el modelo de regresión lineal múltiple entre el COS y las variables geomorfométricas aplicando el software R

Studio (R, 2017). La selección de las variables que influyen en la predicción del comportamiento del COS se efectuó aplicando regresión stepwise.

A partir de este modelo se estimó el valor del COS para cada celda en una grilla de 5 metros, los residuos de los modelos de regresión se interpolaron mediante kriging ordinario. Los valores medios de predicción del COS se estimaron efectuando la suma entre el resultado de la predicción obtenida por el modelo de regresión y la interpolación por kriging de los residuos. Regression-kriging es considerado como uno de los mejores predictores lineales insesgado (Hengl, 2009).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1, se detallan algunos estadísticos descriptivos de las variables edáfica analizada. En la Tabla 2, se muestran las variables seleccionadas por el modelo stepwise para la predicción de los valores de COS a una profundidad de 20 cm del suelo.

Tabla 1: Estadísticas descriptivas de carbono orgánico.

	CO
Min.	:0.790
1st Qu.	:1.340
Median	:1.740
Mean	:1.755
3rd Qu.	:2.100
Max.	:2.720

Tabla 2: Co-variables seleccionadas.

```
Coefficients:
             Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept) -1.931858   1.026550  -1.882  0.06389 .
Topographi   0.040557   0.018480   2.195  0.03142 *
LS.Factor    0.238688   0.043598   5.475 6.07e-07 ***
Channel.Ne   0.006224   0.002180   2.855  0.00561 **
Valley.Dep   0.012529   0.005968   2.099  0.03930 *
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 0.422 on 72 degrees of freedom
Multiple R-squared:  0.3459,    Adjusted R-squared:  0.3096
F-statistic: 9.521 on 4 and 72 DF,  p-value: 3.097e-06
```

Las variables que influyen en la predicción son índice de humedad topográfica (Topographi), longitud de la pendiente (LS.factor), nivel basal de la red de canales (Channel.Ne) y profundidad de valle (Valley.Dep).

Al aplicar el modelo de regresión Kriging, se llegó a obtener el comportamiento del COS dentro de la zona analizada (Figura 3).

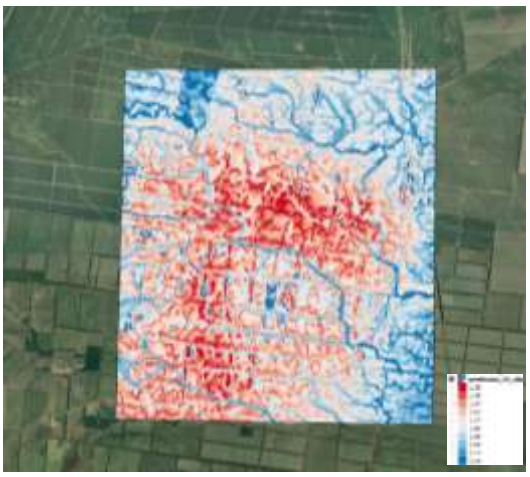


Figura 3: Predicción de COS a 20 cm del suelo.

CONCLUSIONES

Las variables que influyen en la predicción son índice de humedad topográfica (Topographi), longitud de la pendiente (LS.factor), nivel basal de la red de canales (Channel.Ne) y profundidad de valle (Valley.Dep). Variables que influyen en el contenido de humedad en el suelo, el que condiciona la existencia de biomasa terrestre, de manera que resulta lógico ya que los niveles de carbono orgánico están relacionados con la presencia de vegetación.

Un estudio posterior debe incluir variables referentes a cobertura y clima basándose en sensores remotos, ya que ambos también aportan información referente al comportamiento de la variable analizada

El enfoque metodológico planteado, resulta eficiente para realizar una aproximación exploratoria ya que representa el comportamiento de la variable estudiada, a fin de efectuar manejos diferenciales dentro de los lotes, favoreciendo la sostenibilidad y la competitividad de las actividades agropecuarias.

BIBLIOGRAFÍA

- Abarca, O. 2010. Desarrollo de un modelo de geoprocesamiento para la valoración productiva y tributaria de tierras agrícolas en Venezuela. Tesis Doctoral. Universidad politécnica de Madrid. ETS de ingenieros en topografía, geodesia y cartografía.
- Bernardeau, A; F Alonso & F Gomariz. 2014. Elaboración de un mapa de carbono orgánico del suelo en la región e Murcia. XVI Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica. Alicante.
- Black, C; DD Evan & RC Dinauer. 1965. Methods of Soil Analysis, American Society of Agronomy, Madison, WI, pp. 653–708.
- Conrad, O; B Bechtel; M Bock; H Dietrich; E Fischer; L Gerlitz; J Wehberg; V Wichmann & J Böhner. 2015. System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4, Geosci. Model Dev., 8, 1991-2007, doi:10.5194/gmd-8-1991-2015. http://www.saga-gis.org/
- Hengl, T; G Heuvelink & A Stein. 2004. A generic framework for spatial prediction of soil variables based on regression-kriging. Geoderma 120 75-93
- Hengl, T; G Heuvelink & D Rossiter. 2007. About regression – kriging: from equations to case studies. Comput. Geosci. 33: 1301-1315.
- Hengl, T. 2009. A practical guide to geostatistical mapping. Hengl, Amsterdam
- IGN, 2017. Modelo Digital de Elevaciones Aerofotogramétrico de Salta (Sector 5.4)
- Martinez, J. 1998. Un análisis de la variabilidad espacial: Aplicación a variables edáficas. Dpto geografía. Universidad de Salamanca
- Planchon, O & F Darboux. 2001. A fast, simple and versatile algorithm to fill the depressions of digital elevation models. Catena 46: 159-176
- QGIS Development Team. 2016. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. http://qgis.osgeo.org"
- Sainz Rozas, H; H Echeverría & H Angelini. 2011. Niveles de materia orgánica y pH en suelos agrícolas de la región pampeana y extrapampeana argentina. Informaciones agronómicas – N° 2.IPNI.

C5P10. CONSIDERACIONES ACERCA DEL ORIGEN Y EVOLUCIÓN DE LOS SUELOS EN EL NORESTE DE SANTIAGO DEL ESTERO

Moretti, Lucas M.[1]; Vizgarra,Lidia A.[2]; Morrás, Héctor J.M.[3]; Schulz, GuillermoA.[3]; Rodríguez, Darío M.[3]; Paladino, Ileana R.[3]; Bressan, Emiliano M[3] yLaghi, Joana D.[3]

[1]INTA EEA Cerro Azul.Ruta Nacional Nº 14 Km. 836(3313), Cerro Azul, Misiones.Argentina.
[2]INTA EEA Quimilí.Ruta Provincial Nº 6 Km. 9 (3740), Quimilí, Santiago del Estero. Argentina.
[3]INTA, Instituto de Suelos. NicolásRepetto y de Los Reseros s/n (1686),Hurlingham, Buenos Aires. Argentina.
moretti.lucas@inta.gob.ar

RESUMEN

Con la finalidad de avanzar en el conocimiento de la génesis y evolución de los suelos en el noreste de Santiago del Estero, se realizan análisis físicos, químicos y mineralógicos en dos perfiles de suelo contrastantes en el ámbito de la cuenca de los Bajos Submeridionales. Consisten en un Haplustoléntico, representativo de la planicie suavemente ondulada y en un Endoacuerte típico, característico de las vías de escurrimiento. El primero, está constituido por un horizonte Ap de textura fina, seguido en discontinuidad litológica por un horizonte transicional y capas sedimentarias de textura variable. Los valores de CIC de la arcilla calculados para los horizontes subsuperficiales resultaron muy elevados, sugiriendo una subestimación del contenido de arcilla por el análisis granulométrico. En este sentido, tanto la observación microscópica, como los valores de humedad equivalenteobtenidos, indican tambiénla presencia de pseudo-arenas y pseudo-limos en las fracciones más gruesas. Este hecho, junto con una mayor proporción de minerales interestratificadosillita-esmectita(I-E) en profundidad, sugiere que este perfil se ha desarrollado a partir de materiales de suelos retrabajados (pedosedimento), relacionados con la dinámica tectónica y climática ocurrida desde el Pleistoceno en la región. El segundo perfil, caracterizado por una granulometría con tendencia granodecreciente y menor proporción de interestratificados I-E, se habría formado a partir de la acumulación continua de sedimentos fluviales en los cauces. En esta unidad de paisajeprevalecieron los procesos pedogenéticos, dando lugar a la formación de suelos clasificados como Vertisoles con un elevado grado de desarrollo.De esta manera, y si bien es necesario acotar estos eventos en un contexto espacio-temporal más preciso, es posible establecer un modelo preliminar que vincula los ciclos climáticos-tectónicos-sedimentarios con los pedológicos, que nos permite interpretar el patrón de distribución de los suelos para este sector de la provincia de Santiago del Estero.

Palabras claves: Génesis, mineralogía, Bajos Submeridionales

INTRODUCCIÓN

El noreste de la provincia de Santiago del Estero pertenece a la región del "Chaco oriental" (Iriondo, 1993) y comprende el sector distal del mega-abanico del río Salado. Consiste en una extensa planicie caracterizada por su escasa pendiente y la presencia de sedimentos de origen fluvial, lacustre y eólico, cuyo origen está relacionadocon la alternancia de períodos secos y fríos, con otros húmedos y más cálidos, ocurridos durante el Cuaternario (Iriondo, 1993; Sayago, 1995).Durante el Pleistoceno, los procesos de aridización que afectaron a la región Chaco-pampeana se acentuaron especialmente durante el Último Máximo Glacial (Estadio Isotópico 2), condiciones bajo las cuales se habrían depositado sedimentos loéssicos, cubriendo los suelos y los sedimentos fluviales y lacustres existentes. Posteriormente, durante el periodo más cálido y húmedo ocurrido en el Holoceno medio (Hypsitermal), se habrían reactivado los procesos de erosión hídrica, afectando tanto a los sedimentos eólicos como a los suelos en éstos desarrollados, quedando actualmente solo relictos de estos últimos en las áreas de interfluvio.A su vez, la dinámica de la erosión hídrica estuvo controlada por los procesos neotectónicosque afectaron a la región. En este sentido, el sistema del río Salado ha sufrido cambios graduales en su dirección de escurrimiento en sentido sur durante el Pleistoceno, desplazamiento vinculado con la avulsión de canales y la aparición de fallamientos longitudinales, denominados chaco-pampeano-bonaerenses (Castellanos, 1968).En el límite de las provincias de Santiago del Estero y Chaco, su curso es interrumpido por los bloques tectónicos elevados de las "Lomadas de Otumpa" (Rossello&Bordarampé, 2005), lo que también ha provocado cambios geomorfológicos e hidrológicosen particular (Peri &Rossello, 2010).

Sin embargo, si bien han sido documentados los cambios climáticos, geomorfológicosy neotectónicos en la región chaqueña, la información acerca de su influencia en el tipo y distribución de los suelos es limitada y se encuentra

mayoritariamente concentrada en el norte de la provincia de Santa Fe. Una síntesis sobre los suelos y sus factores de formación en la Dorsal Occidental, en los Bajos Submeridionales y en la Dorsal Orientalde esta provincia fue publicado recientemente (Morrás, 2017a). También, un modelo geopedológico propuesto para la Dorsal Oriental (Morrás, 2017b) sugiere que el levantamiento de la misma ocurrido durante el Pleistoceno Medio habría iniciado un proceso de erosión de la facies superior de la Fm Ituzaingó. Posteriormente, bajo las condiciones áridas del Pleistoceno Superior se habría depositado el loess de la Fm Tezanos Pinto, luego erosionado por la reactivación de cauces fluviales durante el período húmedo del Holoceno Medio con la concurrencia de procesos neotectónicos. En consecuencia fueron exhumados los sedimentos de la facies intermedia de la Fm Ituzaingó, constituyendo el material parental de los suelos actuales.

Para el área aquí considerada y a partir del reconocimiento, clasificación y estudio micromorfológico de diferentes perfiles, también han podido realizarse interpretaciones acerca del origen y distribución de los suelos de la región (Morretti*et al.*, 2017). En este caso, los procesos neotectónicos habrían provocado la erosión de suelos preexistentes y el retrabajo de esos materiales, generando perfiles caracterizados por la presencia de numerosas discontinuidades litológicas.

En esta contribución se avanza en comprensión de la génesis de los suelos en el noreste de Santiago del Estero, para lo cual, se estudia la composición mineralógica y se discuten datos analíticos físicos y químicos en dos perfiles de suelo contrastantes, ubicados en el extremo noroccidental de la cuenca de los Bajos Submeridionales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área en estudio

El área en estudio comprende el sector santiagueño de la denominada subcuenca "La Esperanza", en el borde noroccidental de la cuenca de los Bajos Submeridionales, con una superficie aproximada de 11.000 has (Figura 1). Geomorfológicamente consiste en una llanura suavemente ondulada, limitada en el sector occidental por las Lomadas de Otumpa, levantamiento que trajo como consecuencia la reactivación de las corrientes fluviales a ambos lados de la dorsal. De acuerdo con el mapa de Suelos de la provincia de Santiago del Estero a escala 1:500.000 (Vargas Gil, 1990), los suelos dominantes corresponden aArgiudolesácuicos y Argiustolesúdicos, con drenaje deficiente y erosión hídrica como principales limitantes. No obstante, estudios recientes en el ámbito de la subcuenca, señalaron la presencia de Haplustolesénticos en los sectores planos y suavemente ondulados, mientras que acotados a los sectores bajos y en las vías de escurrimiento se identificaron Vertisoles, orden taxonómico no documentado hasta el momento en la cartografía disponible (Morretti*et al.*, 2017).

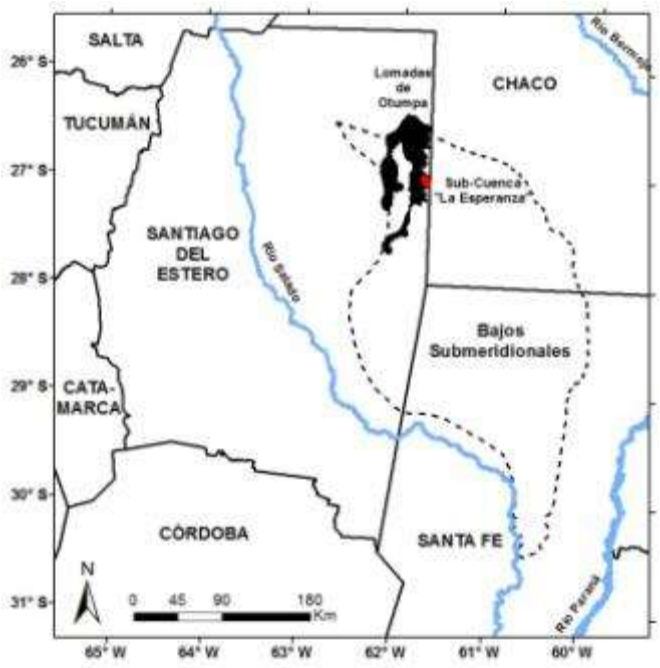


Figura 1: Ubicación del área en estudio.

Metodología

Se seleccionaron dos perfiles de suelos contrastantes, uno representativo de la planicie suavemente ondulada (perfil 50), de amplia extensión en la subcuenca, y otro de las vías de escurrimiento (perfil 27) (Figura 2). En cada caso, se realizó la descripción morfológica y se extrajeron muestras, a razón de una por horizonte genético identificado, para los análisis de laboratorio.

Las muestras fueron secadas en estufa a 40 ºC, molidas y tamizadas a fin de obtener la tierra fina (fracción<2mm). Se efectuaron análisis físicos y químicos, de los cuales se seleccionaron:granulometría por el método de la pipeta de Robinson,materia orgánica por la técnica Walkley-Black, humedad equivalente por diferencia de peso en seco y en húmedo, ycapacidad de intercambio catiónico (CIC)por saturación con ACNH4. Además se calculó la CIC de la fracción arcillaa partir de la CIC total del suelo,descontando la CIC atribuible a la materia orgánica, que para este caso es estimada en 250 cmol+/kg.Los estudios mineralógicos se llevaron a cabo por difracción de rayos X (DRX) en la fracción arcilla, mediante un difractómetro Philips PANanalyticalX'Pert PRO con anticátodo de Cu. Para la separación de la fracción <2µm, en primer lugar se procedió a la eliminación de la materia orgánica con peróxido de oxígeno y de los carbonatos con ácido acético. Luego se dispersó con hexametafosfato de sodio, se obtuvo por sedimentación y se saturó con magnesio. Las determinaciones se realizarona partir de muestras orientadas naturales, saturadas al etilenglicol y calentadas en estufa a 520ºC durante 2 horas.

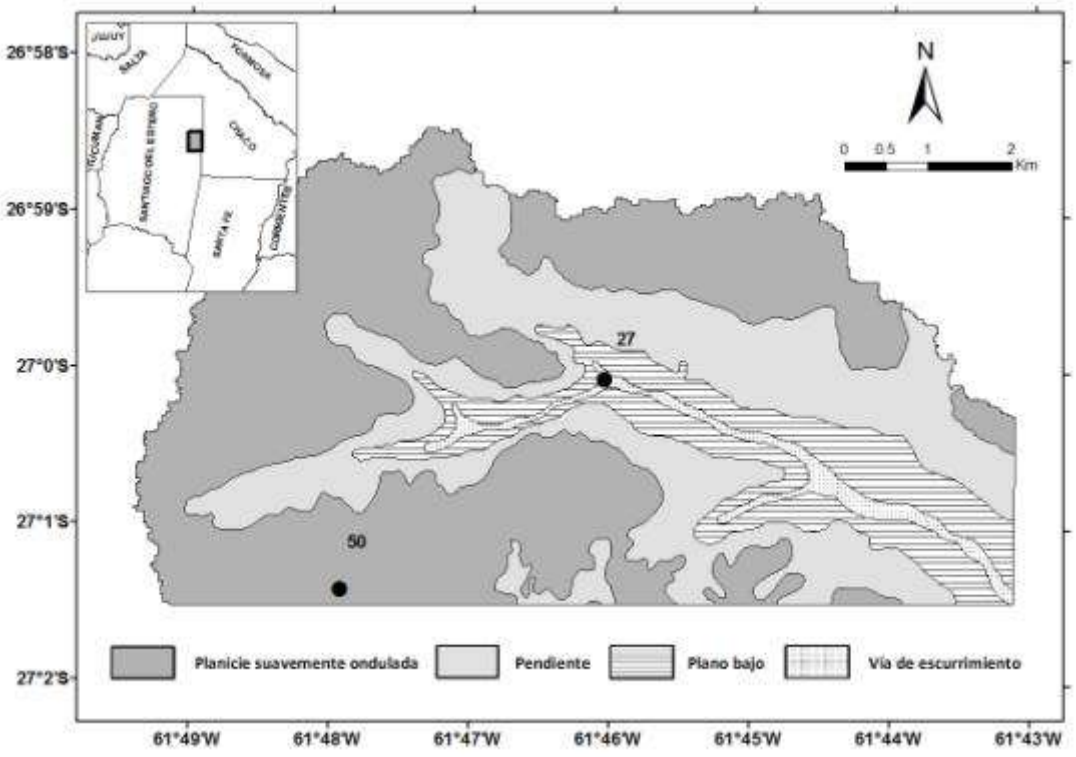


Figura 2: Mapa geomorfológico y ubicación de los perfiles estudiados (50: Haplustoléntico; 27: Endoacuerte típico).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El perfil ubicado en la planicie suavemente ondulada es clasificado como Haplustoléntico. Se caracteriza por la presencia de un potente horizonte A de textura franco arcillo limosa, bien provisto en materia orgánica, seguido en discontinuidad litológica por un horizonte transicional y diferentes capas de textura variable, principalmente franco limosas. Por su parte, el perfil ubicado en la vía de escurrimiento se clasifica como Endoacuerte típico,tiene texturas en general más finas que el suelo anterior, que varían de franco arcillo limosa a arcillo limosadesde la superficie hasta los 84 cm –donde se registra una discontinuidad litológica-, a franco arcillosa en profundidad (Tabla 1).

Para ambos perfiles la CIC total varía entre 21,6 y 29,9 cmol+/kg, mientras que la CIC calculada para la fracción arcilla muestra valores muy disímiles en cada caso. En el Haplustoléntico, salvo en el horizonte Ap, los valores son muy elevados (>180 cmol+/kg), mientras que en el Endoacuerte típico los valores varían aprox. entre 50 y 100 cmol+/kg. En el

primer caso, estos valores son anómalos y sugieren en principio una subestimación del porcentaje de arcilla en el análisis granulométrico, mientras queen el último caso, los valores de la CIC pueden atribuirse a minerales interestratificados. En este sentido, el estudio micromorfológicorealizado en estos perfiles (Morett*iet al.*, 2017) reveló para el horizonte Ap del Haplustoléntico una microestructura granular homogénea, mientras que en el material originario se observó la presencia de numerosos microagregadossubredondeados dispersos, indicando que se trataría de materiales retrabajados (suelos y/o sedimentos preexistentes).Por lo tanto, puede asumirse la presencia de pseudo-arenasy pseudo-limos (probablemente cementados por óxidos de hierro) influyendo en la determinación granulométrica, subestimando así el porcentaje de las fracciones más finas desde el horizonte 2AC hacia la base del perfil.Estas interpretaciones son confirmadas con los datos de humedad equivalente, donde el porcentaje de agua retenida se relaciona con el tipo y cantidad de arcillas presentes en los suelos. Para el perfil 50 muestran un valor máximo para el horizonte Apen relación con su textura y contenido de materia orgánica.En los horizontes subsuperficiales por el contrario, valores cercanos a 30% sugieren un mayor contenido de arcilla que el determinado mediante el análisis granulométrico. En tanto, para el perfil 27 los datos de humedad equivalente son compatibles con el tipo y porcentaje de arcilla determinados.

Tabla 1: Datos físicos y químicos seleccionados de los perfiles estudiados

Horiz.	Prof. (cm)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	M.O. (%)	CIC total (cmol+/kg)	CIC arcilla (cmol+/kg)	H. eq. (%)
Perfil 50 - Haplustoléntico (Lat. 27° 1' 28,25"S; Long. 61°47' 39,25"O)								
Ap	0-24	5,5	56,2	38,3	3,69	27,7	48,24	41,9
2AC	24-45	12,0	75,8	12,2	1,12	26,9	197,53	30,4
3C	45-66	21,8	69,1	9,0	0,64	24,6	255,61	32,8
4Ck1	66-95	41,6	51,7	6,7	0,43	24,4	348,10	27,7
5Ck2	95-150	22,2	66,5	11,3	0,21	21,6	186,57	32,0
Perfil 27 - Endoacuert típico (Lat. 27° 0' 5,50"S; Long. 61°45' 45,19"O)								
Ap	0-17	8,2	60,3	31,5	2,67	22,8	51,17	37,8
Bt	17-42	7,9	51,3	40,8	1,47	26,1	54,99	36,8
Btss1	42-84	6,5	43,0	50,5	0,74	29,9	55,54	49,1
2Btss2	84- 110	27,1	45,7	27,2	0,41	28,0	99,14	35,6
2Bt	110-128	24,8	50,4	24,8	0,34	26,4	102,98	33,1

Los diagramas de DRX (Figura3-A) muestran para ambos suelos la dominancia de illita (pico a 10Å), seguido en menor medida por caolinita (pico a 7.1 Å) y la presencia de minerales interestratificados, dada por una serie de reflexiones continuas hacia los pequeños ángulos. Para el caso del horizonte Ap del Haplustoléntico, se observa una mayor intensidad de los picos de illita y caolinita, mientras que la proporción de minerales interestratificados es menor en comparación con los horizontessubsuperficiales. En estos últimos y particularmente en el horizonte 5Ck2, es evidente la presencia de un "hombro" de reflexiones en el rango entre 14 y 17 Å. Por su parte, el suelo Endoacuerte típico muestra proporciones similares de illita y caolinita, mientras que los minerales interestratificados son menos evidentes en los tres horizontes aquí analizados. Esta mineralogía es mayormente comparable con la del horizonte Ap del Haplustol típico.

Por otro lado, el tratamiento con etilenglicol muestra un desplazamiento de las reflexiones ubicadas entre 14 y 17 Å hacia aproximadamente los 18 Å, mientras que calentamiento provoca el cierre de estos picos y el refuerzo del correspondiente a 10 Å, además de la disminución del pico de 7.1 Å (Figura 3-B). Si bien los minerales interestratificados deberán ser estudiados en detalle, este comportamiento sugiere en principio la presencia de illita-esmectita.

En relación con la mayor proporción de minerales interestratificados observada en los horizontes C del Haplustol respecto del Vertisol, puede atribuirse a que éstos han sufridouno o más ciclos de pedogénesis previa, ya que como se dijo anteriormente,se trata de materiales de suelo retrabajados(pedosedimento). Por otra parte, si bien en el Endoacuertetípico la arcilla está constituida por interestratificados I-E y la proporción de componentes expandibles es menor que en el Haplustoléntico, esta mineralogía aparece como suficiente para conferirle las propiedades vérticas observadas dado el elevado porcentaje de arcilla en todo el perfil.

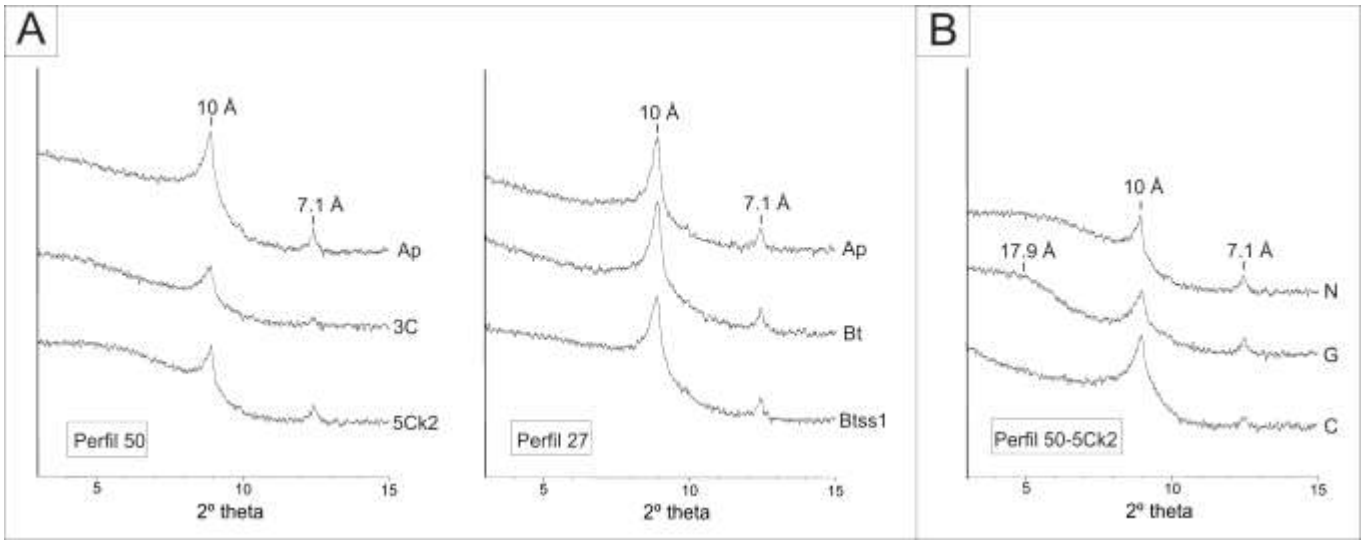


Figura 3. Diagramas de difracción de rayos X de la fracción arcilla. **A:** muestras naturales orientadas correspondientes a tres horizontes por perfil (50: Haplustoléntico; 27: Endoacuerte típico). **B:** horizonte 5Ck2, Haplustoléntico. Muestra natural orientada (N), saturada al etilenglicol (G) y calentada a 520 ºC (C).

CONCLUSIONES

Los análisis físicos, químicos y mineralógicos aquí efectuados, como así también nuestros estudios micromorfológicos previos, nos permiten establecer una secuencia evolutiva para este sector de la subcuenca La Esperanza. La planicie suavemente ondulada, unidad geomorfológica de amplia extensión en el área de estudio, habría estado mayormente afectada por procesos morfogenéticos controlados por la dinámica tectónica y climática de la región. En este contexto, el cambio del nivel de base y el reajuste de la red hidrográfica ocurrido durante el Pleistocenoen la regiónhabría provocado la erosiónde suelos preexistentes. Este hecho se refleja en la presencia de agregados de suelo retrabajados (previamente observados bajo microscopía y consistentes con los datos analíticos determinados) yen una mayor proporción de minerales interestratificados, sugiriendo una evolución pedogenética previa para los horizontes C del Haplustoléntico. Por consiguiente, estas capas se relacionarían con diferentes ciclos de erosión/depositaciónfluvial (pedosedimentos), mientras queel material superficial de textura fina(horizonte Ap) en este perfil,y dado la similitud composicional con el Endoacuerte típico, podría derivar de la acumulación de sedimentos provenientes de la erosión eólica de los cauces fluvialesocurrido probablemente durante alguno de los ciclos áridos del Holoceno.Finalmente, en un período reciente más húmedo habría tenido lugar la pedogénesis de estos depósitos en los interfluvios de la planicie, dando lugar a la formación de suelos de escaso desarrollo.

Por su parte, en las vías de drenaje se habría producido la acumulación continua de sedimentos fluviales, mostrando una granulometría con tendencia granodecrecienteen el perfil estudiado (Endoacuerte típico). En esta unidad de paisaje, los procesos pedogenéticos prevalecieron sobre los morfogenéticos dando lugar a la formación de suelos del orden Vertisol con un elevado grado de desarrollo, reflejado en una sucesión de horizontes Bt soldados hasta una profundidad mayor a un metro.

De esta manera, y si bien es necesario acotar estos eventos en un contexto espacio-temporal más preciso, es posible establecer un modelo preliminar que vincula los ciclos climáticos-tectónicos-sedimentarios con los pedológicos, que nos permite interpretar el patrón de distribución de los suelos paraeste sector de laprovincia de Santiago del Estero.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue realizado en el marco de los Proyectos de investigación del INTA (PNSUELO-1134032,PNSUELO-1134033, PNSUELO-1134022 y TUSGO 1231408) y gracias al apoyo local de la Ing. Andrea Avalos (AER Sachayoj) y la Ing. Laura Mas (EEA Quimilí).

BIBLIOGRAFÍA

- Castellanos, A. 1968. Desplazamientos naturales, en abanico, del río Salado del Norte en la llanura Chaco-Santiagueño- Santafesina. Instituto de Fisiografía y Geología, Universidad Nacional de Rosario, Publicaciones Nº 52, Rosario. 19 p.
- Iriondo, MH. 1993. Geomorphology and late Quaternary of the Chaco (South America). Geomorphology 7: 289-303.
- Moretti, LM; LA Vizgarra; DM Rodríguez; GA Schulz; IR Paladino & HJM Morrás. 2017. Nuevos aportes sobre la génesis y taxonomía de los suelos en el noreste de Santiago del Estero. XX Congreso Geológico Argentino, Tucumán. Actas Simposio 14. Pp. 73-77.
- Morrás, HJM. 2017a. Propiedades químicas y físicas de los suelos halomórficos de la fracción norte de los Bajos Submeridionales. En: Taleisnik, E & R Lavado (eds.). Ambientes salinos y alcalinos de la Argentina. Orientación Gráfica Editora - UNC, Buenos Aires. Pp. 29-54.
- Morrás, HJM. 2017b. Una interpretación geopedológica sobre los sedimentos superficiales y suelos actuales de la Cuña Boscosa, Chaco Austral, Provincia de Santa Fe. XX Congreso Geológico Argentino, Tucumán. Actas Sesión Técnica 3. Pp. 38-43.
- Peri, VG & EA Rossello. 2010. Anomalías morfoestructurales del drenaje del río Salado sobre las Lomadas de Otumpa (Santiago del Estero y Chaco) detectadas por procesamiento digital. Revista de la Asociación Geológica Argentina 66(4): 636-648.
- Rossello, EA &CP Bordarampé. 2005. Las Lomadas de Otumpa: nuevas evidencias cartográficas de deformación neotectónica en el Gran Chaco (Santiago del Estero, Argentina). 16° Congreso Geológico Argentino, Actas CD-ROM, Ponencia 210, La Plata.
- Sayago, J. 1995. The Argentine neotropical loess: an overview. Quaternary Science Reviews, 14: 755-766.
- Vargas Gil, JR. 1990. Santiago del Estero. Atlas de la República Argentina. Tomo II. Proyecto PNUD ARG-85/019.

C5P11. MATERIAL PARENTAL Y PEDOGÉNESIS DE SUELOS VERTICOS DEL DEPARTAMENTO LA PAZ, ENTRE RÍOS

Morrás, Héctor J.M.

Instituto de Suelos, CIRN-INTA, 1712 Castelar. Argentina. hmorras@gmail.com

RESUMEN

Se estudiaron un Ocracualfvértico y un Argiudolvértico situados a unos 50 m entre sí en posición de loma, en el Departamento La Paz, en los que estudios previos establecieron una discontinuidad litológica en el material parental y procesos de iluviación de arcilla. Los análisis exoscópicos mediante microscopía electrónica de barrido de las fracciones limo y arena sugieren que los granos de cuarzo del sedimento subsuperfical correspondiente a la Fm Hernandarias provendrían de perfiles de meteorización del noreste subtropical. Por otro lado el material de los horizontes superficiales presentaría aportes loéssicos; aun cuando no está establecida su edad, este sedimento podría corresponder a la Fm San Guillermo del Holoceno. Además, en el horizonte E del Ocracualf parte de los granos habrían sufrido procesos de meteorización postdeposicional, de origen pedogenético. Diversos análisis de la fracción arcilla evidencian diferencias cuantitativas y cualitativas de la misma en función de la profundidad. Por un lado los análisis granulométricos e hidrofísicos confirman la existencia de procesos de iluviación. Por otro lado, la CIC de la arcilla y los análisis mineralógicos por difractometría y microscopía electrónica evidencian diferencias composicionales entre distintos horizontes, en particular un incremento del componente esmectítico en el Bt. Estos resultados sugieren que además del aumento por iluviación, el incremento de arcilla esmectítica en los horizontes Bt es el resultado de procesos de neformación*in situ*.

Palabras clave: mineralogía, iluviación, neoformación.

INTRODUCCIÓN

Gran parte del Departamento La Paz, en el noroeste de la provincia de Entre Ríos, presenta un paisaje de planicies onduladas y suavemente onduladas, con vegetación de monte xerófilo, con especies arbóreas tales como algarrobo, tala, ñandubay y gramíneas en las que abunda el espartillo. Los suelos característicos son Alfisoles (Planosoles y suelos planosólicos) en la parte alta de las lomas, sin red de avenamiento definida y con pobre drenaje, Vertisoles en las pendientes con gradiente de 1-3%, con escurrimiento superficial moderado, y Molisoles en pendientes de 2-6%, en la parte baja y al pie de las mismas (INTA, 1990).

De acuerdo a los trabajos de relevamiento citados, el material parental de los Alfisoles y Vertisoles está constituido por “limos calcáreos” lacustres, arcillo-limosos, con arcilla montmorillonítica, carbonatos y yeso. Estos sedimentos integran una unidad denominada Fm Hernandarias, atribuida a un antiguo barreal depositado por el río Uruguay durante un período muy seco del Pleistoceno inferior-medio, con aportes menores provenientes de la región pampeana (Iriondo, 1994). Los estudios mineralógicos de la fracción arcilla de estos suelos (Mazza, 1975; Scoppa, 1976;De Petre y Stephan,1998) confirman su naturaleza expandible, aunque sus características y la interpretación genética difieren según los autores. Por su parte los Molisoles se habrían desarrollado sobre materiales loéssicosretransportados, en tanto aquellos ubicados en sectores bajos del relieve habrían recibido aportes de materiales coluvio-aluviales (INTA, 1990). Otra cuestión que ha suscitado interés respecto a la génesis de todos estos suelos de Entre Ríos es la existencia o no de procesos de iluviación, dado la ausencia o dificultad para observar cutanes de arcilla (INTA, 1979). Análisis micromorfológicos realizados por Jongerius&Bonfils (1964) y Stephan (1980) en diferentes Vertisoles evidenciaron la presencia de revestimientos de arcilla en sus horizontes profundos.

Por su parte, Morrás*et al*. (1993) realizaron análisis micromorfológicos y análisis mineralógicos de la fracción arena de una transecta de suelos (un Alfisolvértico, un Molisol vértico y un Vertisol) desarrollados en el mismo sedimento de la Fm Hernandarias, en el Departamento La Paz. Los resultados obtenidos pusieron en evidencia la existencia de una discontinuidad litológica en el techo del horizonte B de los tres suelos. Por otro lado, los tres suelos presentaron rasgos de iluviación en el techo del Bt y en los horizontes inferiores, los que son difícilmente observables en la parte media del Bt. En el presente trabajo se aporta nueva información sobre dos de los suelos de dicha transecta con el propósito de avanzar en el conocimiento del material parental y de la génesis de los mismos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se estudiaron dos perfiles de suelo situados a unos 50 m de distancia entre sí, en un paisaje suavemente ondulado en cercanías de la localidad de San Gustavo, Departamento la Paz, Entre Ríos. El perfil 1, situado en una loma plana en la cima de la pendiente, sin escurrimiento superficial, con encharcamiento en superficie, bajo vegetación de monte natural con ñandubay y algarrobo, corresponde a un Ocracualfvértico, serie Colonia Trece (INTA, 1990). El perfil 2 se encuentra también en la loma, en una posición ligeramente más baja con muy escasa pendiente (clase 1), con un drenaje ligeramente mejor, y corresponde a un Argiudolvértico, serie no designada. La secuencia de horizontes de ambos perfiles se presenta en la Tabla 1; rasgos vérticos (*slickensides*) escasos se observan en profundidad, aunque un poco más frecuentes en el horizonte2Btss. Desde este horizonte hacia abajo son abundantes las acumulaciones de carbonato de calcio y de yeso.

En estos perfiles se determinó la composición granulométrica mediante pipeta de Robinson para la fracción arcilla, tamizado de la fracción arena y limo total por diferencia entre las anteriores, el carbono orgánico oxidable mediante el método de Walkey y Black, y la capacidad de intercambio catiónico por saturación con acetato de amonio. A partir de estos datos se calculó la capacidad de intercambio atribuible a la arcilla considerando una CIC de 250 $cmol_c.kg^{-1}$ para la materia orgánica y 20 $cmol_c.kg^{-1}$ para el limo. También, en dos muestras de la fracción arcilla del perfil 1 se determinó la CIC específica de esta fracción mediante el método convencional por saturación con acetato de amonio. Por otro lado se determinaron diversos parámetros de retención de agua: la humedad higroscópica se determinó por secado de la muestra a 105°C, la humedad equivalente se determinó por el método de centrifugación, y el agua de saturación se estableció mediante la preparación de la pasta de saturación del suelo. Todos estos análisis se llevaron a cabo en los laboratorios del Instituto del Suelos del INTA según sus protocolos.

La composición mineralógica de la fracción arcilla, obtenida por sedimentación y saturada con Mg, se determinó mediante difractometría de rayos X (DRX) con un equipo Philips PW3710, con ánodo de Cu, 45 kV, 35 mA, 1°2Ɵ/min, en muestras naturales, glicoladas y calcinadas. Asimismo se efectuaron análisis morfológico de las arcillas previamente humectadas a un pF 2 en un tubo de filtración sometido a una presión neumática. Estas pastas arcillosas se congelaron en freón a la temperatura del nitrógeno líquido y se analizaron en un microscopio de barrido JEOL JSM 32 con un dispositivo Cryoscan (Tessier&Berrier, 1979). Simultáneamente se determinó la composición química semicuantitativa mediante un sistema dispersivo en energía (SDE); estos análisis se efectuaron con sonda fija en forma puntual.

Por otra parte se estudió la fracción limo obtenida por sedimentación luego de la extracción total de la arcilla, la que fue analizada mediante microscopía electrónica de barrido con el mismo equipo mencionado anteriormente. También se hicieron observaciones y análisis mediante el MEB en algunas muestras de fracción arena obtenida por tamizado y en granos de arena incluidos en agregados y nódulos del suelo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización de la fracción arcilla

a) Datos físicos y físico-químicos

En ambos perfiles, el CO del suelo disminuye progresivamente con la profundidad (Tabla 1). En coincidencia con las características morfológicas, en los horizontes superficiales el contenido de CO es menor en el perfil 1 (Ocracualf) que en el perfil 2 (Argiudol). Asimismo el contenido de arcilla de los dos primeros horizontes superficiales es menor en el Ocracualf, aun cuando el horizonte E no evidencia una pérdida selectiva de arcilla. Por otro lado los valores máximos de arcilla, que oscilan aproximadamente entre 45-50%, se presentan en ambos perfiles en los horizontes 2Bt y 2BC. También, la capacidad de intercambio catiónico total del suelo presenta valores máximos en la parte media del horizonte Bt, los que oscilan entre 42-44 $cmol_c.kg^{-1}$.

La capacidad de intercambio catiónico de la arcilla calculada a partir de los datos químicos y granulométricos indica para ambos perfiles valores menores en los horizontes superficiales que oscilan entre 40 y 65 $cmol_c.kg^{-1}$, lo que correspondería a una mineralogía de tipo illítico (Tabla 1). Esa CIC calculada se incrementa en el techo del horizonte Bt, particularmente en los horizontes 2Bt2 y 2Btss del suelo Ocracualf con valores que oscilan entre 85-90 $Cmol_c.kg^{-1}$, los que sugieren la presencia de un componente esmectítico, Finalmente, en el horizonte 2C de ambos perfiles la CIC calculada de la arcilla disminuye a 70 $cmol_c.kg^{-1}$, lo que indicaría una composición intermedia entre las anteriores. Por otro lado, la CIC determinada analíticamente en la fracción arcilla de dos horizontes del Ocracualf presenta valores algo inferiores a los calculados, aunque correlacionables con los mismos.

Tabla 1: Datos físicos y físico-químicos de los dos perfiles estudiados. Nomenclatura de horizontes simplificada.

Horizonte	Prof. cm	C.O. %	Arcilla %	CIC Total $cmol_c.kg^{-1}$	CIC arcilla calc. $cmol_c.kg^{-1}$	CIC arcilla det. $cmol_c.kg^{-1}$	H2O higro. %	H2O equiv. %	H2O sat. %
Perfil 1. Ocracualfvértico									
A	0 - 5	2,08	22,0	18,8	53,8	-	2,9	25,7	48,0
E	5 - 12	1,31	31,8	26,5	65,1	-	4,2	28,6	48,0
Bt1	12 - 28	1,15	41,9	40,2	82,0	-	6,4	37,4	65,0
2Bt2	28 - 45	0,75	44,7	44,5	89,2	76,0	6,6	47,3	78,0
2Btss	45 - 67	0,44	45,3	41,9	84,2	-	7,1	42,9	82,0
2BC	67 - 85	0,18	48,8	34,2	63,7	-	6,5	41,3	78,
2C	+ 85	0,12	42,4	33,1	70,9	70,0	5,7	47,7	75
Perfil 2. Argiudolvértico									
A	0 - 10	2,47	26,2	24,2	39,2	-	3,7	29,7	53,0
BA	10 - 23	1,59	34,0	31,0	61,3	-	4,4	33,2	53,0
Bt1	23 - 40	1,13	47,3	44,1	71,4	-	5,9	42,5	72,0
2Bt2	40 - 60	0,86	52,8	42,8	65,4	-	7,0	44,9	74,0
2Btss	60 - 80	0,30	46,8	35,4	61,5	-	7,8	42,9	81,0
2BC	80 - 110	0,27	47,9	41,0	72,5	-	8,4	43,4	78,0
2C	+ 110	0,15	42,3	33,7	70,04	-	7,9	38,9	81,0

La retención de agua en los suelos se relaciona con su porosidad y esta a su vez depende en parte de la granulometría y de la mineralogía del material. A efectos de inferir esos aspectos composicionales, se utilizaron diversos parámetros de retención de agua: la humedad higroscópica corresponde a tensiones muy superiores al punto de marchitamiento, la humedad equivalente corresponde a tensiones próximas a la capacidad de campo en tanto el agua de saturación representa la capacidad máxima de absorción de agua. Los datos obtenidos (Tabla 1) indican para ambos perfiles la existencia de variaciones composicionales en relación con la profundidad. Así, en el perfil 1 (Ocracualf) de manera coincidente los menores valores para los tres parámetros se encuentran en los horizontes A y E, en tanto los valores máximos se presentan en los horizontes 2Bt2 y 2Btss. En el perfil 2, también los menores valores para los tres parámetros se encuentran en los horizontes A y BA; por el contrario los valores máximos se encuentran en distintos horizontes subsuperficiales (2Bt2, 2Btss o 2BC) según la determinación que se considere.

***b) Análisis mineralógicos de la arcilla*.**

Los análisis mineralógicos de la fracción arcilla mediante difractometría de RX muestran contrastes notorios en función de la profundidad en ambos perfiles. Tomando como ejemplo el perfil 2 (Argiudol), la arcilla natural del horizonte A presenta una cola de reflexiones contínuas hacia los pequeños ángulos (Figura 1), la que se desplaza ligeramente en la muestra glicolada indicando expansión, en tanto en la muestra calcinada aparece un pico poco marcado hacia los 10 Å. Estos datos indican que la arcilla en el horizonte A está constituída básicamente por minerales interestratificados irregulares de tipo illita-esmectita. Por el contrario la muestra del horizonte 2Bt2 manifiesta un pico de gran desarrollo hacia 15,5 Å, que se desplaza claramente hacia 17,8 Å en la muestra glicolada y se contrae con un pico marcado a 10 Å en la calcinada, todo lo cual evidencia la dominancia de arcilla de tipo esmectita. Por su parte los diagramas de la muestra del horizonte 2C presentan en todos los tratamientos trazas similares a las del horizonte A; en este caso sin embargo aparece una reflexión algo más marcada hacia 16,0 Å que se desplaza más claramente en el tratamiento glicolado, indicando que los interestratificados irregulares I-E tienen en este horizonte profundo una mayor proporción de componente esmectítico que en el horizonte superficial.

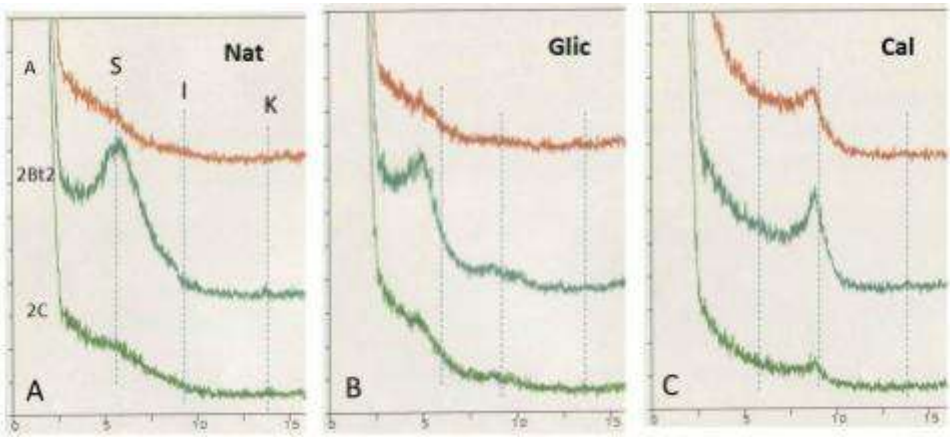


Figura 1: Diagramas de DRX de la fracción arcilla de horizontes seleccionados del Perfil 2 (Argiudol).En abcisas: grados 2Θ. A: Muestras naturales. (reflexiones características, S:esmectita; I:illita; K:caolinita). B: muestras glicoladas. C: muestras calcinadas.

Debe notarse que –a diferencia de la generalidad de los suelos pampeanos desarrollados sobre sedimentos loéssicos- en todas las muestras la illita es escasa, en tanto prácticamente no se evidencian reflexiones de caolinita. Los minerales accesorios (cuarzo y feldespatos) por el contrario se identifican fácilmente por sus reflexiones intensas a 3,33 Å y 3,18 Å respectivamente, con una mayor proporción del primero. En el perfil 1 (Ocracualf) las variaciones mineralógicas con la profundidad son similares a las constatadas en el perfil 2. Sin embargo, en la muestra natural del horizonte 2Bt2 de este suelo la reflexión correspondiente a la esmectita presenta menos intensidad, en tanto es más abundante la proporción de interestratificados irregulares I-E que en el horizonte 2Bt2 del Argiudol.

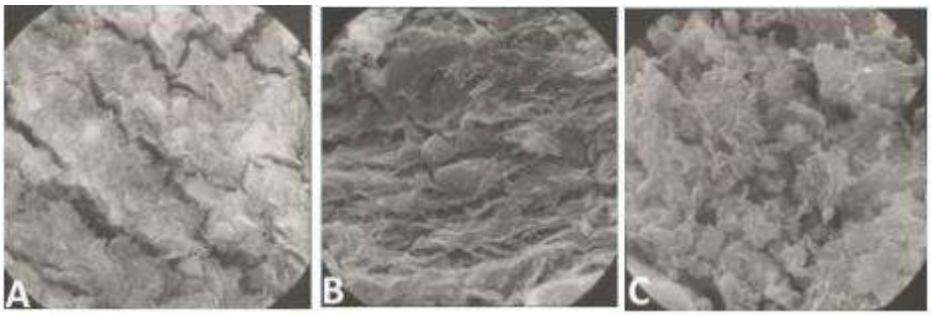


Figura 2. Morfología y organización de arcillas del perfil 1 (Ocracualf), a pF 2, observadas por MEB (magnificación 4.800X). A: horizonte E. B: horizonte 2Bt2. C: horizonte 2C.

La microscopía electrónica ha evidenciado también diferencias morfológicas entre las arcillas correspondientes a diversos horizontes (Figura 2). En la muestra del horizonte E del Ocracualf, la arcilla se presenta en su conjunto como paquetes de unos 150 µm de ancho, de agregados de cristalitos (microdominios) apelmazados, rígidos, con una disposición continua cara-cara, y que reflejan la predominancia del componente illítico en los interestratificados; en algunos sectores se observaron también cuasicristales flexibles propios de esmectitas. Por el contrario, en el horizonte 2Bt2 de este perfil son dominantes los cuasicristaleso tactoidesesmectíticos, flexibles y de gran tamaño, que generan una red tridimensional abierta, de microporos de mayor tamaño. Finalmente, la arcilla del horizonte 2C presenta una morfología intermedia entre las dos anteriores. En este caso se observan paquetes densos propios de interestratificados I-E, en cuya superficie se presentan partículas flexibles que evidencian una proporción subordinada de esmectitas. El microanálisis semicuantitativo realizado en una muestra no disturbada de este mismo horizonte dio como resultado los valores (número de pulsos) siguientes: Al (852), Ca (436), Fe (295), K (145), Mg (70). Estos datos indican una proporción de Ca y Mg elevada en estas arcillas y por el contrario una proporción baja de K. Comparando la relación K/Mg (2,07) de esta arcilla con datos obtenidos de manera similar en suelos del Chaco meridional desarrollados sobre sedimentos de la Fm Ituzaingó aportados por el río Paraná (Morrás, 1994), se constata su similitud con arcillas esmectíticas de esa Formación, en contraste con arcillas illíticasde sedimentos loéssicos.

Exoscopía de las fracciones limo y arena.

El análisis morfoscópico de la fracción limo total (2-50 µm) de los horizontes E y 2C del perfil 1 (Ocracualfvértico) mediante MEB y el análisis químico semicuantitativo mediante la microsonda asociada, permitieron establecer en ambos la presencia de granos de cuarzo, feldespatos potásicos, sódicos y calcosódicos, vidrios volcánicos, fitolitos, así como granos de minerales cálcicos, fosfáticos y ferro-titaníferos. De acuerdo a estos análisis, y en coincidencia con los datos de la mineralogía de arenas (Morrás*et al.*, 1993) surge en primer lugar una proporción aproximadamente equivalente de granos de cuarzo y de feldespatos en la fracción limo de ambos horizontes. Más allá de esto, resultan interesantes las características exoscópicas diferenciales entre los granos de cuarzo de ambos horizontes.

En el limo del horizonte 2C una parte de los granos presentan algunas caras lisas, con aristas angulosas; también se observan cavidades triangulares, con forma de tetraedros invertidos, con caras que se intersectan a unos 45°, y que corresponden a figuras de disolución similares a las que caracterizan los granos de cuarzo de perfiles de meteorización de Misiones (Moretti&Morrás, 2013). En algunos granos las figuras geométricas de disolución así como marcas de impacto por transporte se encuentran deformadas por redondeamiento de sus paredes y aristas, adquiriendo formas cóncavas. Otros granos presentan formas más redondeadas aunque conservando algunas aristas y vértices angulosos, con caras lisas, con algunas pocas marcas de choque (Figura 3-B). Estas morfologías sugieren que los granos de cuarzo provienen de materiales fuertemente meteorizados, los que han sido luego transportados sufriendo redondeamiento y amorfización de la superficie. En esta muestra se presentan también feldespatos con rasgos de alteración y marcas de transporte. Reflejando el carácter calcáreo del material se observan también pequeños nódulos de carbonato de calcio.

A diferencia del caso anterior, en la fracción limo del horizonte E la mayor parte de los granos de cuarzo presentan superficies mucho más irregulares. En este caso se advierte que cavidades preexistentes que podrían ser tanto figuras de meteorización como marcas de impacto por transporte, han sido afectadas por disolución posterior generando una topografía compleja. Junto a éstos se presentan también granos de cuarzo más angulosos con marcas de choque más frescas y superficies no pulidas. También se observan aquí partículas de vidrio volcánico de aspecto fresco, así como fitolitos con abundantes cavidades de disolución (Figura 3-A). Estas observaciones sugieren una mezcla de materiales de distinta edad y/o provenienciaen el limo de este horizonte. Por otro lado, dado que se trata de un horizonte E, es posible que la morfología irregular de parte de los granos se deba a procesos de alteración *in situ*, pedogenéticos.

Observaciones complementarias en la fracción arena media (250-500µm) del horizonte 2Cde este mismo perfil 1, revela granos de cuarzo redondeados con abundantes marcas de choque por transporte, tanto en forma de V de impacto como marcas en medialuna (también llamadas marcas de uña) (Figura 3-C). También aparecen algunas figuras en escamas que resultarían de la amorfización de la superficie por choques repetidos (Le Ribault, 1977).

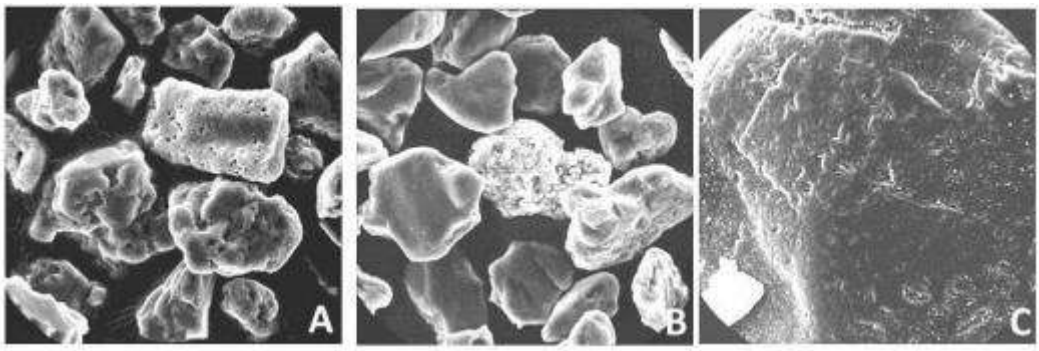


Figura 3: Microscopía electrónica de barrido de las fracciones limo (1.000 X) y arena (500 X) del Ocracualf. A: fracción limo del horizonte E; la mayor parte son granos de cuarzo; fitolito en el centro de la imagen. B: Fracción limo del horizonte2C; principalmente granos de cuarzo; en el centro un nódulo de carbonato de calcio. C: grano de cuarzo de la arena del horizonte 2C.

CONCLUSIONES

En primer lugar,la fracción limo del Ocracualf muestra algunas pequeñas diferencias composicionales pero sobre todo morfoscópicas entre los granos de los horizontes E y 2C. En el horizonte 2C se detectan figuras de disolución que sugieren que los granos provienen de perfiles de meteorización del noreste subtropical. Por otro lado, los caracteres exoscópicos de los granos de limo y de arena evidencian procesos de transporte; dado que las marcas de choque observadas son producidas tanto en medio eólico como fluvial, no se ha establecido todavía fehacientemente el agente de transporte. Por su parte los granos del horizonte E muestran un contraste entre granos meteorizados y frescos, lo que

indicaría una mezcla de aportes de distinta edad y/o proveniencia. Además los granos de este horizonte presentan superficies muy irregulares, lo que podría indicar que parte de la meteorización es postdeposicional, de origen pedogenético.Estas diferencias entre horizontes coincidirían con las diferencias mineralógicas constatadas en la arena que condujeron a establecer discontinuidades litológicas en estos perfiles (Morrás*et al.*, 1993). Estos datos aportan información nueva respecto a las características de los sedimentos de la Fm Hernandarias que constituyen el material parental de los horizontes B y C. A diferencia de lo planteado para los Molisoles dominantes en los sectores bajos, el Molisol aquí estudiado también está desarrollado en la Fm Hernandarias. El material de los horizontes superficiales de ambos suelos estaría en parte constituido por aportes loéssicos; aun cuando no está establecida su edad, estos podrían corresponder a la Fm San Guillermo tal como fue sugerido por Iriondo (1991).

En cuanto a la fracción arcilla, los diversos análisis evidencian diferencias cuantitativas y cualitativas entre los horizontes principales de los dos perfiles. Por un lado los análisis granulométricos e hidrofísicos indican incrementos claros de la cantidad de arcilla en los horizontes B. Estos datos, en concordancia con los análisis micromorfológicos previos que mostraron revestimientos de arcilla (Morrás*et al*., 1993), confirman la existencia de procesos de iluviación y su definición como argílicos. Por otro lado, las variaciones verticales de la CIC de la arcilla y fundamentalmente los análisis mineralógicos por difractometría y microscopía electrónica evidencian diferencias mineralógicas entre los distintos horizontes, en particular un incremento del componente esmectítico en el Bt que se corresponde con su carácter vértico. Estos resultados sugieren también que –además del aumento por iluviación- el incremento de arcilla esmectítica en los horizontes Bt es el resultado de procesos de neformación*in situ*.

AGRADECIMIENTOS

Al equipo de Suelos de INTA-EEA Paraná y en particular al recordado amigo Carlos “Pancho” Vescopor su total apoyo para la realización del trabajo de campo.

BIBLIOGRAFÍA

- De Petre, A & S Stephan, 1998. Características pedológicas y agronómicas de los Vertisoles de Entre Ríos, Argentina. Fac. de Cs. Agrop., UNER, Paraná, 65 p.
- INTA. 1990. Carta de suelos, Departamento La Paz, Provincia de Entre Ríos. Convenio INTA-Gobierno de Entre Ríos. INTA-EERA Paraná, Serie Relevamiento de Recursos Naturales n° 7, Tomo I (146 p.) y Tomo II (175 p.).
- Iriondo, M, 1991. El Holoceno en el Litoral. Com. Mus. Prov. Cs. Nat. Florentino Ameghino, Santa Fe, Vol. 3, N° 1, 40 p.
- Iriondo, M, 1994. Los climas cuaternarios de la Región Pampeana. Com. Mus. Prov. Cs. Nat. Florentino Ameghino, Santa Fe, Vol. 4, N° 2, 48 p.
- Jongerius, A & C Bonfils, 1964. Micromorfología de un suelo negro grumosólico de la provincia de Entre Ríos. Rev. de Investig. Agrop., Serie 3, 1(2):33-53.
- Le Ribault, L, 1977. L´exoscopie des quartz. Masson, Paris, 150 p.
- Mazza, C, 1975. Mineralogía y probable génesis de la fracción arcillosa de un Vertisol de la provincia de Entre Ríos (Argentina). Rev. de la Fac. de Agron. La Plata, LI(1):1-16.
- Moretti, L. & H Morrás, 2013.New microscopic evidences of the autochthony of the ferralliticpedological mantle in Misiones, Argentina.Latin Am. J. of Sedimentol. and Basin Anal.,20(2):129-142
- Morrás, H; A Bayarski; J Benayas& C Vesco. 1993. Algunas características genéticas y litológicas de una toposecuencia de suelos vérticos de la provincia de Entre Ríos (Argentina). En:J Gallardo (ed.).El estudio del suelo y de su degradación. Actas del XII Congr. Latinoam. de la Cien. del Suelo. SociedadEspañola de la Ciencia del Suelo, Salamanca, España, Vol.II. Pp1054-1061.
- Morrás, H. 1994. Caracterización de la organización y composición química de arcillas mediante técnicas submicroscópicas. Aplicación al estudio de arcillas de suelos del Chaco meridional. Actas V Reunión Argentina de Sedimentología, Tucumán.Pp 271-276.
- Scoppa, C., 1976. La mineralogía de los suelos de la llanura pampeana en la interpretación de su génesis y distribución. Actas 7ª Reun. Arg. de la Cien. del Suelo, IDIA, Suplemento n°33.Pp 659-673
- Stephan, S, 1980. Aspectos y problemas de la micromorfología del llamado plasma del suelo. Conferencia, IX Reunión Argentina de la Ciencia del Suelo, Paraná, 12 p.
- Tessier, D. & J. Berrier, 1979. Utilisation de la microscopieélectronique à balayagedansl´étude des sols. Observation des sols humidessoumis àdifférentspF. Science du Sol, 1:67-82.

C5P12. USO DE LOS MAPAS DE SUELOS EN LA TASACIÓN DE INMUEBLES RURALES

Palacin, Esteban A.[1]; Cattini, Micaela S.[2]; Da Cruz, Mónica B.[2]; Di Benedetto, Walter A.[2]; Ibarra, Macarena F.[2]; Juaristi, Lina J.[2]; Lies, Martín A.[2]; Mendiondo, Martín[2]; Orona, Jesica A.[2]; Rodriguez, Pablo R.[2]; Viñas Redondo, Agustina[2] ySantanatoglia,Oscar J.[1]

[1]Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Avenida San Martin 4453, CABA, Argentina. palacin@agro.uba.ar
[2] Centro Universitario Regional Daireaux

RESUMEN

La tasación de campos es un paso requerido en diferentes situaciones, tales como operaciones de compra/venta, sucesiones, expropiaciones, valuaciones fiscales, entre otras. La tasación varía normalmente según el objetivo de la misma. Varios son los aspectos que el tasador debe tener en cuenta para llegar al valor de la tasación. Calidad de la tierra, distancia a centros de acopio y mercados, calidad de las vías de acceso, disponibilidad de infraestructura en la localidad, mejoras y construcciones y sobre todo el estado del mercado habitualmente determinan el valor, con diferente peso cada una. Frecuentemente la tasación está en manos de un experto, que conoce la incidencia de los diferentes factoresdeterminantes y estima mentalmente ciertas unidades de valor, que le asigna a cada establecimiento, pudiendo así arribar a un valor para el establecimiento, que lo fija en la tasación.Desde las ciencias del suelo se intenta aportar un método repetible que nos permita aproximar un valor de la tierra para ser usado en la tasación. Partiendo de los relevamientos de suelo realizados por el plan suelos de INTA, se intentó determinar cuál de las variables relevadas y de los métodos de evaluación aplicados, podrían relacionarse con los aspectos de la tierra que sontenidos en cuenta en el momento de una tasación. Se optó utilizar el Índice de Productividad de Riquier modificado incluido en las cartas de suelos. Para desarrollar el método se eligieron una serie de establecimientos rurales en la subregión de Pampa Arenosa que servirían como antecedentes para la tasación de nuevos campos. De cada establecimiento se conocía su ubicación exacta y el valor en que se concretó la operación de compra/venta. Se trabajó confeccionando un SIG (Sistema de Información Geográfica)usando el programa QGIS. Se digitalizaron y georreferenciaron las cartas topográficas IGN y las cartas de suelos deINTA, ambas en escalas 1:50.000. Se agregaron como temas vectoriales polígonos los establecimientos antecedentes seleccionados. Se vectorizaron las unidades de suelos de las cartas INTA y se utilizaron las leyendas de identificación y descriptivas que acompañan las cartas. Para cada unidad cartográfica de suelos se utilizaron los valores de IP (Índice de Productividad) dados en las leyendas. Se determinó la superficie de las porciones de unidades de suelos presentes en cada establecimiento. A cada unidad de suelo le corresponde un valor de IP. Se calculó un valor de IP promedio ponderado por el porcentaje que representa cada unidad de suelo en el campo. Así se obtuvo el IPP (Índice de productividad promedio ponderado). Dividiendo el precio por ha en el que se realizó la transacción por el valor de IPP, se obtuvo la valuación por ha del campo a partir de los Índices de productividad. Se observó que los valores de valuación dados por Índice de productividad eran muy similares entre establecimientos de la misma región, y se realizó el promedio de los mismos para poder utilizarlo para la valuación de otros campos que necesiten ser tasados. El valor de Punto Indice de Productividadobtenido fue de 170,07 U$/ha por unidad de IPP de cada establecimiento.

Palabras claves: suelos, índice productividad, tasación de tierras

C5P13. ÍNDICE DE PRODUCTIVIDAD DE LOS SUELOS CULTIVADOS CON CAÑA DE AZÚCAR EN LA PROVINCIA DE TUCUMÁN - FACTORES DETERMINANTES

Sanzano, G. Agustín; Arroyo, Esteban A.; Aranda, Nelson D.; Morandini, Miguel; Romero, Juan I.; Sotomayor, Carolina; Sosa, Francisco, y Rojas Quinteros, Hugo

Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres, Av. William Cross 3150 (4101), Las Talitas, Tucumán.asanzano@eeaoc.org.ar

RESUMEN

Las regiones agroecológicas cultivadas con caña de azúcar en Tucumán presentan una fuerte variabilidad climática y edáfica que influye sobre los rendimientos del cultivo. El conocimiento de los índices de productividad (IP) de los suelos y de los factores que los condicionan puede constituir herramientas útiles para recomendar prácticas de manejo específicas para cada situación en particular. Se estimaron los IP de 2.550 sitios georeferenciados en cuatro regiones cañeras de Tucumán y se analizó la incidencia de cada factor condicionante de la productividad. Se tomaron muestras de suelos hasta la profundidad de 0,9 m, se realizaron determinaciones analíticas de cada una y se estableció la asociación de las variables edáficas entre sí y su influencia sobre cada IP usando el método de análisis de componentes principales (Biplot). Los resultados mostraron que un 63% y un 78% de los suelos de las regiones de Pedemonte y Llanura Chacopampeana, respectivamente, presentaron IP altos (mayores a 69), mientras que en la subregión occidental de la Llanura Deprimida, un 53% de los sitios fueron de IP de rango medio (55-69) y en la subregión oriental un 58% fueron IP de rango bajo y muy bajo (40-54 y menores a 39, respectivamente). Los valores altos de IP en la región del Pedemonte fueron influenciados por el elevado contenido de materia orgánica del suelo, y menos significativamente por el contenido de limo y arcilla. En la región de la Llanura Chacopampeana, el alto contenido de limo del suelo fue determinante para los altos valores de IP obtenidos. En la subregión occidental de la Llanura Deprimida, los bajos IP obtenidos se explicaron principalmente por el alto pH del suelo y/o por el contenido de CO_3Ca de este, mientras que en la subregión oriental a estos dos factores se agregó la conductividad eléctrica asociada negativamente a la productividad.

Palabras claves: regiones agroecológicas, factores edáficos, producción caña de azúcar

INTRODUCCIÓN

El cultivo de la caña de azúcar se extiende por distintas regiones agroecológicas de la provincia de Tucumán, con aproximadamente el 90% de la superficie cultivada en laslas regiones de Pedemonte, Llanura Deprimida y Llanura Chacopampeana (Zuccardi&Fadda, 1985). Esta distribución del cañaveral se mantiene en la actualidad en las tres regiones agroecológicas mencionadas, como lo reportan Fandos *et al.* (2017). En cada una de ellas las características climáticas, fisiográficas y edáficas son distintas, lo que genera diferentes condiciones y aptitudes para el cultivo. En términos generales, la región del Pedemonte presenta un balance hídrico positivo, algunas áreas de fuertes pendientes y varios suelos con baja capacidad de retención de agua. En la región de la Llanura Chacopampeana, el balance hídrico disminuye de oeste a este, mientras que la mayoría de los suelos tienen una alta capacidad de almacenaje de agua. Finalmente, la región de la Llanura Deprimida tiene, como característica general, la heterogeneidad textural y la presencia de una capa freática, diferenciándose dos subregiones: una occidental en la que la capa freática y el perfil de suelo están libres de sales solubles y las mayores limitaciones al cultivo son la asfixia radicular en los años con excesos hídricos y la dificultad para el manejo normal de las operaciones de cosecha y transporte (Sanzano & Fadda, 2009); la subregión oriental, en tanto, se diferencia de la primera por la naturaleza salina de la capa freática con contenidos en sales cloruradas y sulfatadas sódicas superiores a los 350 mg/l, y con una elevada relación de adsorción de sodio (RAS), que condiciona el desarrollo del cultivo tanto por el efecto salino y los elevados valores de pH como por la disminución de la permeabilidad ocasionada por la presencia del sodio intercambiable. Por lo anteriormente expresado, queda claro que la productividad del cañaveral será el resultado de la combinación de un número importante de variables que deberán ser tenidas en cuenta para diferenciar estrategias de manejo adecuadas que permitirán disminuir la brecha entre los rendimientos culturales actuales y los óptimos del cultivo (Van den Berg&Singels,2013).

La evaluación de tierras es el proceso de determinación y predicción del comportamiento de esta para ser empleada para fines específicos, considerando aspectos físicos, económicos y sociales. Debe ser utilizada como una de las herramientas necesarias para la planificación racional de los recursos naturales y humanos, con el propósito de que la

planificación de cada área provea el máximo beneficio para la sociedad, sin una degradación de los recursos (FAO, 1976).

Existen métodos paramétricos, semi-cuantitativos, en los cuales la relación entre la productividad y las características de la tierra son expresados como factores ponderados en una función matemática simple. En Estados Unidos, con el objetivo original de clasificar impositivamente la tierra, se ha desarrollado un índice multiplicativo para expresar la influencia de los factores edáficos en conjunto sobre la productividad de los cultivos, en el cual se asigna a cada factor de suelo un valor porcentual respecto del ideal, y finalmente se los multiplica. Usa propiedades intrínsecas del suelo tales como espesor, textura, drenaje, material parental, acidez, etc., y características del paisaje como pendiente, microrrelieve y grado de erosión (Storie, 1978). Otro método paramétrico multiplicativo es el índice de Riquier*et al.* (1970), que consiste en evaluar la productividad del suelo expresada en kg/ha y año, que se presupone depende de las características del suelo bajo un determinado manejo. Este método permite analizar los suelos para usos generales: herbáceos, pastos, leñosos y forestal, utilizando principalmente propiedades intrínsecas del suelo: régimen hídrico del suelo, drenaje, espesor, materia orgánica, textura, etc., pero no considera la erosión ni la pendiente. Nakama& Sobral (1987) han introducido una serie de modificaciones para adaptar este índice a las distintas y variadas condiciones ecológicas regionales y a la información básica disponible en Argentina. Se ha utilizado una regionalización climática del país, donde en cada una de las regiones tiene vigencia la misma metodología, pero pueden variar los parámetros considerados y las valoraciones asignadas. La determinación del índice de productividad tiene como objetivo establecer comparaciones entre las capacidades de producción de los distintos tipos de tierras presentes en un área, cuya escala de valores va de 1 a 100. Se expresa la relación entre la capacidad para producir cierta cantidad de cosecha por hectárea y año con respecto de la productividad óptima, que proporcionaría un suelo ideal en su primer año de cultivo. En Tucumán se han determinado índices para las unidades cartográficas de asociaciones de series de suelos en algunos departamentos provinciales (Moscatelli*etal.*, 2005), a una escala de trabajo que no permite identificar las tierras a nivel predial.

Los objetivos del presente trabajo fueron estimar los Índices de Productividad de los suelos cultivados con caña de azúcar en las distintas regiones agroecológicas de la provincia de Tucumán y ponderar la incidencia individual de los factores condicionantes de la productividad de los mismos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Entre los años 2013-2016 se realizó un relevamiento intensivo de suelos del área cañera de la provincia de Tucumán, noroeste de Argentina. Se extrajeron muestras a tres profundidades (0–30; 30–60 y 60–90 cm) de 2.550 sitios georeferenciados y distribuidos en las siguientes tres regiones agroecológicas en las que se cultiva caña de azúcar: Pedemonte; Llanura Chacopampeana (subregión subhúmeda-húmeda) y Llanura Deprimida (subregiones occidental y oriental). Se hicieron determinaciones analíticas de pH actual (dilución en agua 1:2,5); salinidad (conductividad eléctrica en el extracto de saturación); calcáreo (gasometría); materia orgánica oxidable (Walkley-Black); fósforo extractable (Bray y Kurtz II); nitrógeno total (Kjeldahl); calcio, magnesio, sodio y potasio intercambiables (acetato de amonio a pH 7); capacidad de intercambio de cationes (acetato de sodio a pH 8,2); porcentaje de arcilla, limo y arena (hidrómetro de Bouyoucos). Además, en campo se registraron rasgos morfológicos en el perfil tales como presencia de gravas, así como características fisiográficas como la pendiente del terreno. Para la determinación del IP, aunque se ha utilizado la metodología propuesta por Nakama&Sobral (1987), la ponderación de cada variable en la fórmula se hizo en rangos que van de 10 a 100, considerando especialmente las características del cultivo de la caña de azúcar tales como contenido de materia orgánica del suelo como criterio para la nutrición (Pérez Zamora -2005- definió un umbral de 2% de MO); la capacidad de retención hídrica (según clase textural) también ha sido una variable significativa en relación a las necesidades de agua del cultivo, teniendo en cuenta que se trata mayoritariamente de producción en condiciones de secano. También la conductividad eléctrica del suelo (salinidad) recibe una ponderación especial para el cultivo de caña, ya que se trata de una especie moderadamente sensible a la salinidad, por lo que valores de 2 dsm^{-1} restringen marcadamente los rendimientos del cultivo.

Cada IP fue calculado mediante la siguiente fórmula:

$$IP: C \times D \times T_1 \times T_2 \times Pe \times Mo \times Sa \times Na \times CIC \times \times P$$

Donde:
IP: índice de productividad; C: características climáticas; D: drenaje; T_1: textura del horizonte superficial: T_2: textura del subsuelo; Pe: profundidad efectiva del suelo; Mo; contenido de materia orgánica; Sa: salinidad; Na: alcalinidad; CIC: capacidad de intercambio de cationes; P: pendiente del terreno.

El método consiste en asignar a cada uno de los parámetros de la fórmula (resultados del relevamiento y análisis de los suelos) un valor porcentual, donde 100 implica que la variable es óptima y valores menores que 100 presentan algún grado de limitación. Los IP obtenidos se han agrupado en cuatro grupos: IP<39 (muy bajo); IP= 40-54 (bajo); IP = 55-69 (medio) e IP >70 (alto). Moscatelli*et al.* (2005) usó rangos muy similares para caracterizar IP de unidades cartográficas en cuatro departamentos de la provincia de Tucumán.

Para analizar la asociación de las variables con cada rango de IP se realizó el análisis Biplot de los componentes principales. Este análisis se caracteriza por la construcción de un gráfico con un par de ejes ortogonales que corresponden a los componentes principales 1 y 2 (CP1 y CP2), y dentro de este se grafican tanto los IP como cada una de las variables utilizando como coordenadas los valores propios de CP1 y CP2. Una vez graficados los IP y las variables, se realizó el análisis de los ángulos formados por las rectas que unen el centro de coordenadas CP1= 0 y CP2= 0 con cada IP y variable; así, ángulos agudos indican asociaciones significativas entre las variables analizadas (el coseno del ángulo aproxima a la correlación entre las variables) y la proximidad de una variable con un rango de IP determinado resalta la mayor influencia de aquella en el índice de productividad.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 1 se observa la distribución porcentual de los rangos de IP para los 2.550 sitios estudiados en las distintas regiones agroecológicas en las que se cultiva caña de azúcar. En las regiones del Pedemonte y la Llanura Chacopampeana subhúmeda húmeda los IP altos son significativamente mayoritarios, es decir son suelos sin limitaciones o estas tienen un carácter tan leve que no afectan de modo significativo la producción del cultivo.

En la región pedemontana, sobre un total de 300 perfiles analizados, un 63% de los sitios estuvieron en el rango de IP alto, mientras que un 23% correspondió al rango medio y un 13% al rango bajo. Sin embargo, del análisis de las estimaciones de rendimiento realizadas por imágenes satelitales (Fandos *etal.*, 2017) se desprende que las producciones de caña de azúcar que se obtienen están por debajo del potencial productivo de la región, lo que se explicaría por manejos culturales inadecuados del cañaveral tales como cultivos a favor de la pendiente, quema de residuos agrícolas de cosecha (RAC), fertilización insuficiente y/o baja eficiencia del fertilizante, etc. Una de las limitaciones de la región es el riesgo de erosión hídrica por las pendientes moderadas y la fuerte concentración de lluvias en el período estival. La cobertura de maloja sobre la superficie del suelo después de la cosecha se determinó una pérdida de suelo por erosión un 78% menor y una infiltración dos veces superior en comparación con la del suelo sin cobertura (Sanzano *et al.*, 2009).

En la subregión subhúmeda-húmeda de la Llanura Chacopampeana, sobre un total de 150 sitios relevados se determinó un 78% de los suelos en el rango de IP alto, mientras que un 21% se ubicaron en el rango medio. Las limitaciones son más de tipo climático que edáficas, acentuándose el déficit hídrico hacia el este de la subregión, por lo que el mantenimiento del RAC incrementa la conservación de la humedad del suelo con respecto a un suelo sin cobertura, especialmente de la capa superior del mismo y en los años de más estrés hídrico primaveral (Digonzelli *et al.*, 2011).

En la subregión occidental de la Llanura Deprimida, sobre un total de 1200 sitios relevados, hubo un 53% de los suelos en el rango de IP medio, con limitaciones que pueden provocar disminuciones ligeras o moderadas del rendimiento del cultivo; mientras que en un 38% se calculó IP bajos, con limitaciones de moderadas a severas. La obtención de altos rendimientos en los suelos de IP medios requiere la aplicación de buenas prácticas agrícolas, tales como la evacuación del agua superficial con orientación de surcos y callejones, mientras que para suelos de IP bajos se sugiere la construcción de canales de desagüe y/o drenaje para el logro del mismo propósito (Sanzano&Fadda, 2009).

En la subregión oriental de la Llanura Deprimida, con 900 sitios relevados, un 11%, 47% y 41% de los suelos se ubican en los rangos de IP muy bajo, bajo y medio, respectivamente. En esta área, la conjunción de limitantes climáticas y edáficas moderadas a severas, tales como precipitaciones insuficientes, suelos imperfecta o pobremente drenados, problemas de salinidad y/o alcalinidad, etc., hacen que para la obtención de altos rendimientos de la caña de azúcar deban efectuarse inversiones muy costosas con una probable muy baja relación costo/beneficio.

En la Figura 2, se muestra el grado de asociación entre los factores que componen el IP, así como la influencia diferencial de esas propiedades sobre cada uno de los rangos de productividad para la región del Pedemonte cañero. La presencia de suelos con más de 50% de arena total (promedio hasta 90 cm de profundidad) fue detectada en un 32% de los sitios relevados. En función del análisis Biplot se observó que este parámetro tuvo una fuerte influencia en los IP bajos, debido a la baja capacidad de retención de agua que genera condiciones de estrés hídrico al cultivo (Singels*etal.*, 2000). En la provincia de Tucumán, Fogliata (1995) estimó una correlación positiva entre capacidad de agua útil y rendimiento cultural de la caña de azúcar en un suelo arenoso de la localidad de León Rougés.

Por otra parte, el rango de IP alto fue explicado por el elevado contenido de materia orgánica en primer término, mientras que también influenciaron, aunque en menor medida, el contenido de limo y arcilla del suelo. La materia orgánica es la fuente principal de nitrógeno nativo y abastece el 50% de las necesidades de la caña de azúcar (Van

Antwerpen*et al*., 2003). Los suelos con IP medios no fueron influenciados por ninguna variable en particular, mientras que los IP muy bajos se estimaron para menos del 1% de los sitios (tres casos), por lo que no se hacen consideraciones estadísticas sobre este rango en esta región.

En la Figura 3 se muestra el análisis de componentes principales para la región de la Llanura Chacopampeana subhúmeda-húmeda. El contenido de limo del suelo tuvo una marcada influencia sobre los IP altos y los porcentajes de arena y materia orgánica lo hacen con el IP medio, pero en menor medida. La Llanura Chacopampeana está caracterizada por materiales originales de origen eólico, bien drenados y de gran homogeneidad textural, con predominio de suelos francos y franco limosos (Zuccardi&Fadda, 1985). Un 91% de los sitios relevados tuvieron un contenido de limo superior a 45% en promedio hasta los 90 cm superiores del perfil de suelo, con alta capacidad de almacenaje de agua.

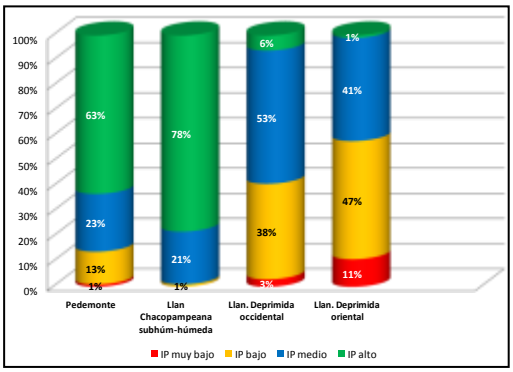
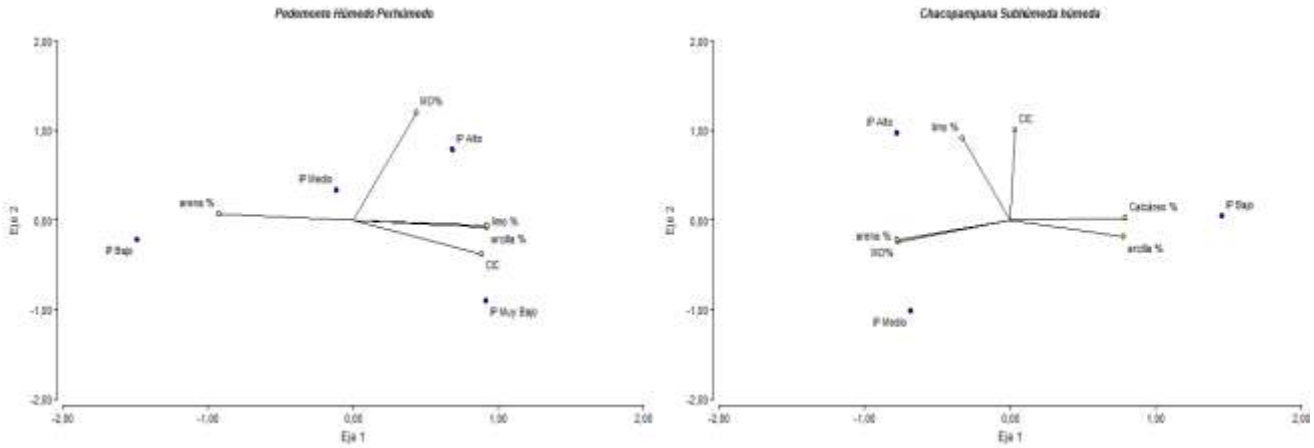


Figura 1: Distribución porcentual de Índices de Productividad de 2550 suelos en las distintas regiones cañeras de la provincia de Tucumán- Argentina.

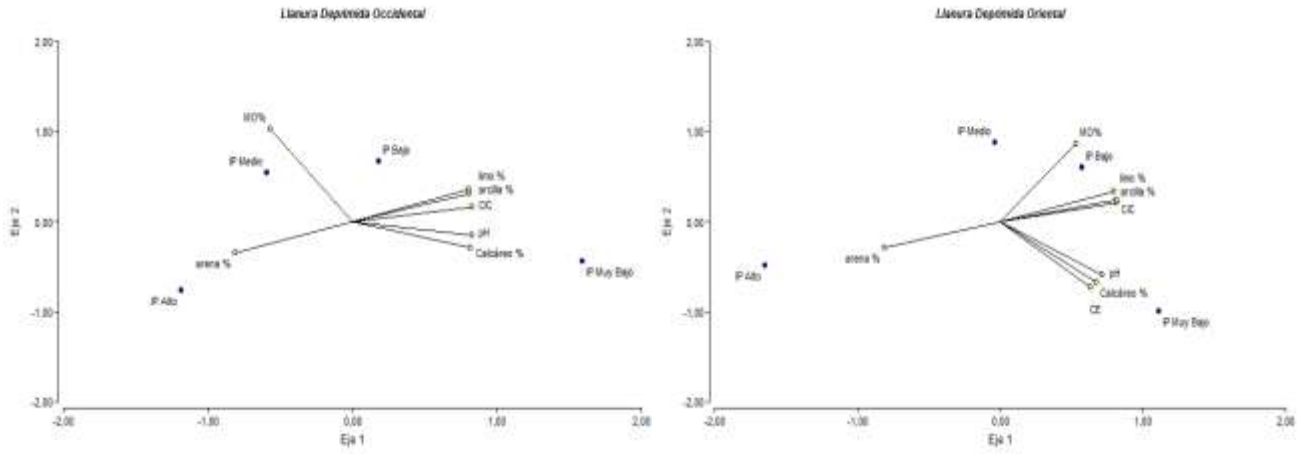


Figuras 2 y 3: Asociación entre variables edáficas e influencia sobre los IP en las regiones de Pedemonte y Llanura Chacopampeana de Tucumán.

En la Figura 4 se muestra el análisis Biplot para la subregión occidental o no salina de la Llanura Deprimida. En esta subregión, caracterizada por la presencia de una capa freática de naturaleza fluctuante (Figueroa *et al.*, 1996), se observa que los IP muy bajos están fuertemente influenciados por los altos valores de pH y de carbonato de calcio, variables a su vez fuertemente asociadas entre sí. Arroyo *et al.* (2016) determinaron para esta subregión la presencia de calcáreo en todos los suelos con pH superior a 7,1, los que en este trabajo representaron el 67% de los sitios relevados. La concentración y profundidad del carbonato de calcio en esta área es dependiente del nivel freático que impide el lavado del mismo. La clorosis férrica inducida por la presencia de calcáreo en suelos cultivados con caña de azúcar ha sido señalada por Fogliata (1980) en Tucumán, con daños severos si los valores de calcáreo están entre 1,5 y 2% y reducciones de altura de los tallos molibles de hasta un 50%. Las texturas medias y finas de los suelos influenciaron también en el rango de IP bajo, aunque en menor medida. La dificultad que tienen estos suelos para mejorar su condición de drenaje por disminución del nivel freático debido a su baja permeabilidad ha sido señalada por Mitchell *etal.*

(2001). La correlación positiva entre profundidad del nivel freático y rendimiento de la caña también ha sido reportada por Camp and Carter (1983) en Luisiana , y por Cruz (1995) en Colombia, mientras que la influencia negativa del exceso hídrico sobre la brotación y el desarrollo radicular fue estudiada por Morris and Tai(2004) en Florida. También se observa en la Figura 4 que mayores contenidos de arena determinan IP altos en oposición a lo encontrado en la región del Pedemonte.

En la Figura 5 se muestra el análisis Biplot para la subregión oriental de la Llanura Deprimida. Esta subregión, también caracterizada por una capa freática de naturaleza fluctuante, pueden encontrarse suelos que, en sus fases salinas, contienen entre 0,2 y 2% de sales solubles, mientras que el sodio en cambio puede ocupar desde el 10 al 70% del complejo de intercambio, con una reacción química desde moderada a fuertemente alcalina (Zuccardi y Fadda, 1985).Hubo una fuerte asociación entre las variables pH, calcáreo y conductividad eléctrica entre sí, con una significativa influencia sobre los IP muy bajos. En esta subregión, se detectó un 18% de suelos desde moderados a fuertemente alcalinos en los primeros 60 cm de profundidad, con valores de sodio intercambiable que superaron el 10% de la CIC en todos los casos. Esto afecta significativamente la absorción de nutrientes por parte de la planta, lo que se traduce en una severa disminución del rendimiento de la de caña de azúcar. Aunque el método Biplot señala la influencia de la CE del suelo en el IP muy bajo, se aclara que los suelos con estas características solo ocuparon un 5% del total de sitios relevados en la subregión. El contenido de limo y arcilla y la capacidad de intercambio de cationes también mostraron una fuerte asociación entre sí pero con una mayor influencia en los IP bajos, que representaron casi la mitad de los sitios relevados. Los contenidos más altos de materia orgánica también explicaron los IP bajos, aunque esto probablemente se deba a la menor descomposición de la materia orgánica como consecuencia de una pobre aireación ligada tanto al exceso hídrico como a la textura fina presente en estos suelos. En Sudáfrica, Miles *et al.* (2016) compararon un gran número de suelos cultivados con caña de azúcar de regiones húmedas y frías con otros de áreas secas y cálidas, encontrando mayores niveles de materia orgánica en los primeros por un proceso de descomposición más lento. Al igual que en la subregión occidental de la Llanura Deprimida, los IP altos se presentan influenciados por los suelos de mayor porcentaje de arena, ya que en general estos suelos, además de encontrase en las posiciones más altas del relieve, presentan una permeabilidad mayor y por lo tanto una mejor condición de drenaje.



Figuras 4 y 5: Asociación entre variables edáficas e influencia sobre los IP en la región de Llanura Deprimida occidental y oriental de Tucumán.

CONCLUSIONES

La estimación de los Índices de Productividad (IP) permitió establecer una relación más precisa entre los factores edafo-climáticos de las regiones agroecológicas y la producción de caña de azúcar en la provincia de Tucumán. Las propiedades condicionantes de los IP fueron distintas en cada región estudiada.

En las regiones del Pedemonte y de Llanura Chacopampeana subhúmeda - húmeda los IP altos representaron el 63% y 78% del total de suelos relevados, respectivamente. Estos IP se explicaron por el contenido de materia orgánica y en menor medida, por el contenido de limo y arcilla en la primera región; y por el contenido de limo y la alta capacidad de almacenaje de agua de los suelos en la segunda. En ambas regiones, los factores limitantes para la producción sostenida de caña de azúcar son leves, por lo que las buenas prácticas de manejo debieran conducir a la obtención de mayores rendimientos a los actualmente logrados.

Para la subregión occidental de Llanura Deprimida, los suelos de IP medios y bajos representan un 53% y un 38% del total, indicando que existen limitaciones moderadas y severas, tales como poca profundidad del nivel freático fuertemente asociado a variables tales como pH moderadamente alcalinos, presencia de carbonato de calcio y texturas medias y finas que dificultan la evacuación rápida de los excesos hídricos. Deben entonces implementarse prácticas más costosas para mejorar la condición de drenaje general de los suelos de la subregión.

En la subregión oriental de la Llanura Deprimida se detectaron 47% de suelos con IP bajos y 11% con IP muy bajos, con limitaciones edáficas severas, tales como pH fuertemente alcalinos, presencia de calcáreo y altos porcentajes de sodio intercambiable y, en menor medida, presencia de sales solubles. Esta área requiere, además de prácticas que utilicen enmiendas químicas y/o biológicas correctivas, lo que puede significar una relación costo/beneficio no compatible con el marco socio económico actual de la actividad azucarera en la provincia de Tucumán.

BIBLIOGRAFÍA

- Arroyo EA; ND Aranda; GA Sanzano; SI Figueroa & JP Navarro Di Marco. 2016. Comparación de la variabilidad de parámetros edáficos entre dos localidades representativas de las regiones de llanura deprimida no salina y Llanura chacopampeana de la provincia de Tucumán. XX Reunión Argentina de Satca. CD ROM.
- Camp, C& C Carter. 1983. Sugarcane Yield response to Subsurface Drainage for an Alluvial Soil. Transactions of the ASAE 1983, pp. 1112-1116.
- Cruz, RV. 1995. Drenajes. En: El cultivo de la caña en la zona azucarera de Colombia, Cali. pp. 211-233.
- Digonzelli, PA; MJ Tonatto; ER Romero; GA Sanzano; J Ullivarri; JA Giardina& JScandaliaris. 2011. Assessing a sustainable sugar cane production system in Tucumán, Argentina. Part 2: Soil water and thermal regime, stalk population dynamics and sugarcane production. Rev. Ind. y Agríc. de Tucumán 88 (2): 1-12.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 1976. A framework for land evaluation. Soils Bulletin 32, Rome, Italy, FAO.
- Fandos, C; J Scandaliaris; P Scandaliaris; J Carreras Baldrés& F Soria. Área cosechable y producción de caña de azúcar y azúcar para la zafra 2017. 2017.**Reporte Agroind. 138. EEAOC.**
- Figueroa, LR; LF Medina & AMP de Lobo. 1996. Variaciones del nivel freático en la llanura deprimida de Tucumán. Serie Monográfica N° 3. INTA. CRTS.
- Fogliata, F& V Bustos. 1980. Sugarcane ferric chlorosis in excessive calcareous soils. Proc. ISSCT 17: 262-280.
- Fogliata, F. 1995. Riego y Drenaje, Capítulo 8 en Agronomía de la Caña de Azúcar. (Vol. 2): 763- 930.
- Miles N; R Van Antwerpen& SRamburan. 2016. Soil organic matter under sugarcane: levels, composition andymamics. Proc S AfrSugTechnol Ass (2016) 89: 161-169.
- Mitchell, DC; HP Bohl; CH Roth & FJ Cook. 2001. The Dynamics of a shallow perched watertable on a heavy soil in the Lower Herbert Valley. Proc. Aust. Soc. SugarCaneTechnol. 23:148-153.
- Moscatelli G; RE Godagnone; JC Salazar Lea Plaza; V Nakama& MA Cuenca. 2005. Estudio de suelos para reconversión del sector agropecuario. Dptos.Famaillá, Monteros, Simoca y Chicligasta, Tucumán, pp. 132.
- Morris, DR& PYP Tai. 2004. Water table effects on sugarcane root and shoot development. Journal American Society Sugar Cane Technologists 24: 41-59.
- Nakama, V y R Sobral. 1987. Índices de productividad. Método paramétrico de evaluación de tierras. Sec. de Agricultura, Ganadería y Pesca- INTA. Documento del Proyecto PNUD Arg. 85/019, Buenos Aires.
- Pérez Zamora, F. 2005. Caña de Azúcar. Cap. 18 de Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos. Ed. Echeverría H& F García. INTA.
- Riquier, J; DL Bramao& ILCornet. 1970. A new system of soil appraisal in terms of actual and potential productivity. FAO AGLTERS 70/6.
- Sanzano, GA & GSFadda. 2009. Características edáficas y manejo de suelos en el área cañera de provincia de Tucumán. Recomendaciones de manejo. Manual del Cañero -EEAOC, capítulo 2, pp. 23-31.
- Sanzano, GA; F Sosa; CF Hernández; M Morandini; J Romero; HR Quinteros & PADigonzelli. 2009. Evaluación de la erosión hídrica en caña de azúcar con y sin cobertura de maloja. AvanceAgroind. (30) 3: 16 -18.
- Singels, A; AJ Kennedy & CNBezuidenhout. 2000. The effect of water stress on sugarcane biomass accumulation and partitioning. Proc. S. Afr. Sug. Technol. Assoc. 74: 169-172.
- Storie, RE. 1978. Storie Index for Soil Rating (Revised). Spec. Publ. 3203, Div. Agric. Sci. Univ. Calif., USA.
- Van Antwerpen, R; RJ Haynes; JH Meyer & DHlanze. 2003. Assessing organic amendments used by sugarcane growers for improving soil chemical and biological properties. PROC. S AFR. SUG. TECHNOL. ASS 77: 293-304.

- Van den Berg, M& ASingels.2013. Modelling and monitoring for strategic yield gap diagnosis in the South African sugar belt.Field Crops Research 143: 143–150.
- Zuccardi, RB & GSFadda. 1985. Bosquejo agrológico de la provincia de Tucumán. Misc nº 86. Facultad de Agronomía y Zootecnia- UNT, pp. 51.

C5P14. APLICACIÓN DEL ENFOQUE GEOPEDOLÓGICO PARA EL RELEVAMIENTO SEMIDETALLADO DE SUELOS EN EL NORESTE DE SANTIAGO DEL ESTERO

Vizgarra, Lidia A.[1]; Moretti, Lucas M.[2]; Rodríguez, Darío M.[3]; Schulz, Guillermo A.[3];TentiVuegen, Leonardo[3]; Mas, Laura I.[1]y Avalos, Andrea M.[1]

1- INTA EEA Quimilí. Ruta Provincial Nº 6 Km 14 (3740) Quimilí, Santiago del Esterovizgarra.lidia@inta.gob.ar
2- INTA EEA Cerro Azul. Ruta Nacional 14 Km 836 (3313) Cerro Azul, Misiones
3- INTA-CIRN. Instituto de Suelos. N. Repetto y Los Reseros s/n, Hurlingham (1686) Buenos Aires, Argentina.

RESUMEN

El abordaje geopedológico alude a la relación entre geomorfología y pedología, ya que las formas del terreno determinan la formación y distribución de los suelos en el paisaje. Introduce un sistema categórico para la clasificación de geoformas a distintas escalas de análisis, brindando información del contexto geológico-geomorfológico en el que se desarrollan los suelos. El objetivo de esta contribución consiste en la aplicación de este enfoque para un sector del extremo noroeste de la cuenca de los Bajos Submeridionales, provincia de Santiago del Estero, a fin de apoyar el relevamiento semidetallado en la región. A tal efecto se realizó la recopilación y análisis de antecedentes para la clasificación de las geoformas de las categorías superiores del sistema. Para la categoría más baja o "Forma del terreno", se delimitó una subcuencaen la que se reconocieron unidades geomorfológicas a escala 1:50.000, en base al modelo de elevación digital (30 m), fotografías aéreas e imágenes satelitales LANDSAT. En cada unidad se caracterizó el paisaje, se identificaron los suelos y se seleccionaron perfiles representativos, los cuales fueron descriptos y muestreados para los análisis físicos y químicos de laboratorio. Los suelos se clasificaron a nivel de Subgrupo según el sistema "SoilTaxonomy". En total se reconocieron cuatro unidades geomorfológicas (geotaxas) caracterizadas por diferentes tipos de suelo (pedotaxas): 1) "planicie suavemente ondulada", con predominio de Haplustolesénticos y típicos; 2) "pendientes" suaves, donde se desarrollan Argiustoles típicos y Haplustalfesincépticos; 3) "planos bajos", donde se describieron Haplustertesúdicos y típicos y Calciustertespetrocálcicos; y 4) "vías de drenaje" con el desarrollo de Endoacuertes típicos. El modelo de relación paisaje-suelo aquí establecido, servirá de base conceptual para el relevamiento y la elaboración de las Cartas de suelo semidetalladas para este sector del noreste de Santiago del Estero.

Palabras claves: Geomorfología, Cartografía, Bajos Submeridionales

INTRODUCCIÓN

El abordaje geopedológico (Zinck, 1988; 2012) se refiere a las relaciones conceptuales entre geomorfología y pedología, debido a que las formas del terreno controlan la formación y distribución de los suelos y, en retorno, el desarrollo de los suelos tiene influencia en la evolución del paisaje geomorfológico. A diferencia de un mapa convencional de suelo, las unidades de un mapa geopedológico contienen información sobre el contexto geomorfológico a distintas escalas de análisis, y son equivalentes aproximados al concepto de paisaje-suelo o soilscape (Buol*et al*., 1989). En este sentido, el enfoque introduce un sistema de clasificación taxonómico de geoformas de tipo jerárquico para ser utilizada a diversos niveles categóricos, de acuerdo al grado de detalle del inventario y de la escala de la cartografía de suelo a obtener. Por otra parte, si bien este abordaje fue propuesto a fines de la década del 80, en nuestro país cobró relevancia en los últimos años, hecho que puede constatarse a partir de los numerosos trabajos recientemente publicados en la obra "Geopedology" (Zinck*et al*., 2016). Uno de los motivos radica en la necesidad de un mejor entendimiento de la génesis del paisaje-suelo para apoyar el relevamiento a escala semidetallada o detallada, principalmente en aquellas áreas en donde la información cartográfica disponible (mapas geológicos, geomorfológicos, de suelos, etc.) y el conocimiento de la geología del Cuaternario, es todavía insuficiente.

El objetivo del presente trabajo consiste en la aplicación del enfoque geopedológico en un área ubicada en el NE de Santiago del Estero, a fin de establecer la relación paisaje-suelo como marco conceptual para el relevamiento semidetallado. En este sector de la provincia fue donde se concentró la mayor superficie de modificación de la cobertura vegetal natural durante la última década provocando intensos procesos de degradación, surgiendo la necesidad de la aumentar la escala de los mapas de suelo para la toma de decisiones referidas al uso y manejo del recurso

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área en estudio

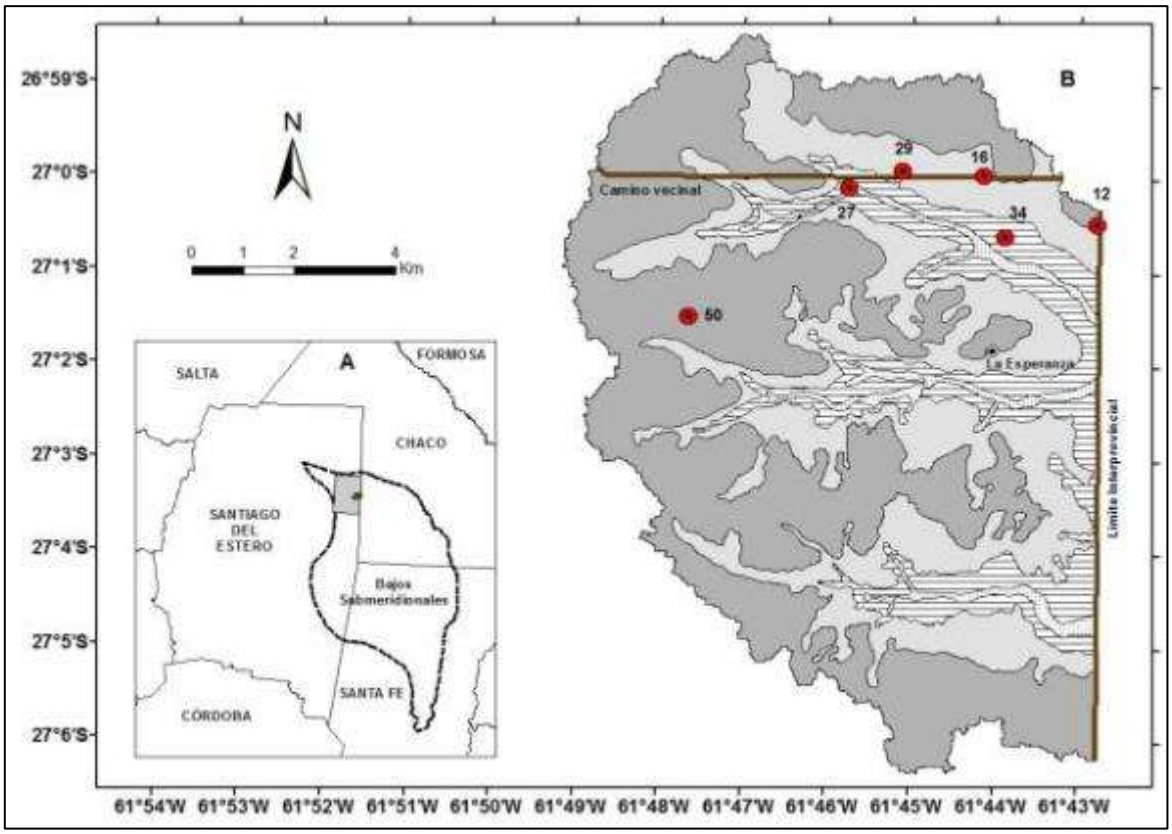
El área en estudio comprende un sector del extremo noroeste de la cuenca de los Bajos Submeridionales, en la provincia de Santiago del Estero, con una superficie de 11.000 ha (Fig. 1A). En su totalidad, la cuenca comprende el norte la provincia de Santa Fe, sur de Chaco y este de Santiago del Estero, abarcando en esta última, una superficie aproximada de 13.500 km^2. Es un extenso sistema hidrológico en la ecorregión "Bosques y Arbustales" del Chaco Semiárido (Daniele&Natenzon, 1994), con alternancias de períodos de sequías e inundaciones y una gran irregularidad en las precipitaciones mensuales (Giraut*et al*., 2001). Desde el punto de vista geológico comprende una gran cuenca sedimentaria, llamada Chacoparanaense (Ramos, 1999), la cual tiene una historia compleja relacionada con distintos procesos de subsidencia extensional. Durante el Cenozoico la sedimentación en la cuenca estuvo controlada por sistemas fluviales y aluviales efímeros, que luego fueron modificados por la acción eólica. Geomorfológicamente, este sector de la llanura chaqueña pertenece a la región del "Chaco Oriental", en el área distal del mega-abanico aluvial del río Salado (Iriondo, 1993). Consiste en una llanura poligénica sujeta a modelado fluvio-eólico y presenta un relieve de muy escasa pendiente, siendo la dirección predominante del flujo de NO a SE. En lo que respecta a la cartografía de suelos, se cuenta con información a escala de reconocimiento (Vargas Gil, 1990), donde se indica el dominio de Argiudolesácuicos y Argiustolesúdicos, ambos con drenaje deficiente y erosión hídrica como principales limitantes. En relación con ello, el incremento de la agricultura en secano ocurrido durante la última década en el noreste de la provincia, ha acelerado los procesos de degradación de los suelos, hecho que se manifiesta con la presencia de cárcavas en el área aquí estudiada.

Metodología

En primera instancia se realizó la recopilación y análisis de antecedentes para la clasificación de las geoformas de las cinco categorías superiores, según el sistema taxonómico propuesto por Zinck (1988). Para la definición de la categoría inferior o "Forma del terreno" se delimitó una subcuenca (a la que llamamos "La Esperanza") en la que se reconocieron las unidades geomorfológicas a escala 1:50.000, mediante la utilización del modelo de elevación digital (SRTM) de 30 m de resolución y con el apoyo de fotografías aéreas, imágenes satelitales LANDSAT 5 TM (1986 y 2000), LANDSAT 8 OLI (2015), SPOT 7 MS y P (2014-10-21). En base a esta información, se definieron las unidades de mapeo preliminares y la leyenda jerárquica de las geoformas para el estudio de la relación paisaje-suelo (Figura 1B). La densidad de la red de muestreo se estableció de acuerdo a la escala relevamiento (Rossiter& Vargas Rojas, 2004) y en total se realizaron 91 observaciones y 10 calicatas. En cada sitio se caracterizó el paisaje y se describió la morfología del perfil de suelo en base a las normas propuestas por Schoenebergeret *al*. (2012). De cada unidad geomorfológica reconocida se seleccionaron perfiles representativos y se extrajeron muestras de cada horizonte para los análisis físicos y químicos, de los cuales se presentan aquí: textura por el método de la pipeta de Robinson y materia orgánica por Walkey Black (Tabla 1). En base a los resultados obtenidos se clasificaron los perfiles seleccionados a nivel de Subgrupo, según el sistema "SoilTaxonomy" (SoilSurveyStaff, 2014), nivel taxonómico que provee información suficiente para el objetivo aquí planteado.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis de los antecedentes geológicos y geomorfológicos para la subcuenca La Esperanza permitió clasificar las geoformas hasta el nivel de "Litología/facies", según se analiza en la descripción del área en estudio y se presenta en la correspondiente leyenda del mapa geopedológico (Figura 1B).



Geoes-tructura	Ambiente morfog.	Paisaje geomorf.	Relieve	Litología /facies	Forma del terreno	Leyenda	Suelos
Cuenca Chaco-paranaense	**Deposicional**	**Llanura Chaqueña (Chaco oriental)**	**Cuenca de los Bajos Submeridionales**	**Aluvial y eólico**	**Planicie suavemente ondulada**		**Haplustolesénticos** **Haplustoles típicos**
					Pendiente suave		**Haplustertes típicos** **Haplustalfesincépticos** **Argiustoles típicos** **Calciustertespetrocálcicos**
					Plano bajo		**Haplustertesúdicos** **Haplustertes típicos** **Calciustertespetrocálcicos**
					Vía de drenaje		**Haplustertesúdicos** **Endoacuertes típicos**

Figura 1: A. Mapa de localización del área en estudio y B. Mapa y leyenda geopedológica de la Subcuenca "La Esperanza", Santiago del Estero.

Respecto al nivel más bajo del sistema, denominado "Forma del terreno", se identificaron y delimitaron cuatro unidades geomorfológicas (geotaxas), cada una de ellas caracterizada por diferentes tipos de suelo (pedotaxas) (Figura 1B y Tabla 1): 1) "planicie suavemente ondulada", situada en la posición más alta de la subcuenca, donde se reconocieron Haplustolesénticos (perfil 50) (Figura 2A) en las lomas, junto con Haplustoles típicos en las depresiones. Poseen epipedones arcillosos, bien provistos en materia orgánica, seguidos por una sucesión de horizontes con granulometrías muy variables, cuya génesis está vinculada con diferentes ciclos de erosión/depositación fluvial y eólica ocurridos en la cuenca (Morett*iet al*., 2017). 2) "pendiente suave", con suelos de mayor desarrollo pedogenético, representados por Argiustoles típicos (perfil 16) junto con Haplustalfesincépticos (perfil 12) (Figura 2B). Poseen texturas que varían de franco arcillo limosa en superficie a franco limosa en profundidad y están bien provistos en materia orgánica. Estos suelos han sufrido procesos de erosión hídrica favorecidos principalmente por la longitud de la pendiente y su escasa cobertura superficial, hecho corroborado por la presencia de cárcavas en el ámbito del área cartografiada. 3) "plano bajo", donde se identificó la presencia de Vertisoles, orden taxonómico no documentado en la cartografía disponible tanto para Santiago del Estero, como para la vecina provincia del Chaco, donde tiene continuidad esta subcuenca. La unidad presenta una asociación de Haplustertesúdicos, Haplustertes típicos (perfil 34) y Calciustertespetrocálcicos (perfil 29), caracterizados morfológicamente por presentar agregados cuneiformes, slickensides y grietas desde la superficie hasta los 50 cm de profundidad. En el último caso, la presencia de un horizonte petrocálcico podría limitar la exploración de las raíces y la infiltración del agua, actuando además como un nivel de base para los procesos de erosión hídrica ocurridos en la subcuenca. En este sentido, se ha observado con frecuencia el afloramiento de este horizonte cementado con carbonato de calcio en el piso de las cárcavas relevadas. 4) "vía de drenaje", sector más bajo y acotado del paisaje, donde la fluctuación del nivel freático en los vertisoles determina el desarrollo de Endoacuertes típicos (perfil 27) (Figura 2C). Son suelos profundos, con textura arcillo limosa en casi todo el perfil y presencia de rasgos hidromórficos. En esta unidad, habrían prevalecido condiciones favorables para la pedogénesis, resultando en perfiles caracterizados por una sucesión de horizontes Bt que superan el metro de profundidad, posiblemente relacionado con más de un ciclo pedogenético.

Tabla 1: Datos físicos y químicos seleccionados de algunos perfiles representativos

Horiz.	Prof. (cm)	Estructura	Rasgospedológicos	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	M.O. (%)
Perfil 50 - Haplustoléntico (Lat. 27° 1' 28,25"S; Long. 61°47' 39,25"O)							
Ap	0-24	Bl.ang.m.f		5,5	56,2	38,3	3,69
2AC	24-45	Bl.ang.m.d		12,0	75,8	12,2	1,12
3C	45-66	Masivo		21,8	69,1	9,0	0,64
4Ck1	66-95	Masivo		41,6	51,7	6,7	0,43
5Ck2	95-150	Masivo		22,2	66,5	11,3	0,21
Perfil 16 - Argiustoltípico (Lat. 26° 59' 56,75"S; Long. 61°44' 8,88"O)							
Ap	0-13	Bl.ang.g.f		4.8	54,3	40,9	2,78
Bt	13-26	Bl.ang.m.f	rev.cl.e.	3.8	57,0	39,3	2,31
BC	26-40	Bl.ang.m.mod		4.9	71,0	24,1	1,64
C	40-74	Masivo		4.8	82,0	13,2	1,28
Ck1	74-97	Masivo		15.3	75,6	9,1	0,88
Ck2	97-150+	Masivo		5.56	70,0	24,4	0,59
Perfil 12 - Haplustalfincéptico (Lat. 27° 0' 28,38"S; Long. 61°42' 47,56"O)							
Ap	0-10	Lam.g.mod		5.6	61,1	33,3	3,33
Bt1	10-28	Bl.ang.g.mod	rev.cl.c.	4.9	56,2	38,9	1,79
Bt2	28-40	Bl.ang.g.mod	rev.cl.e.	5.4	69,3	25,3	1,22
BCk	40-62	Bl.ang.m.mod		6.74	73,7	19,5	0,79
Ck1	62-108	Masivo		4.93	76,9	18,1	0,47
Ck2	108-150+	Masivo		2.47	87,0	10,6	0,36
Perfil 34 - Haplusterttípico (Lat. 27° 0' 36,34"S; Long. 61°43' 54,06"O)							
Ap	0-18	Bl.ang.g.f		5.2	55,9	38,9	2,79
Btss1	18-41	Pr.g.mod	rev.cl.abund. / slck.c.	3.4	49,2	47,4	1,19
Btss2	41-59	Pr.g.mod	rev.cl.c. / slck.c.	5.6	51,43	42,98	0,6
BC	59-88	Bl.ang.g.mod		7.8	60,86	31,29	0,33
Ck	88-140+	Masivo		15.5	62,7	21,8	0,22

Tabla 1: Datos físicos y químicos seleccionados de algunos perfiles representativos(Continuación)

Horiz.	Prof. (cm)	Estructura	Rasgospedológicos	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	M.O. (%)
Perfil 29 - Calciustertpetrocálcico (Lat. 26° 59' 54,65"S; Long. 61°45' 7,34"O)							
A	0-12	Bl.ang.m.f		6.2	59,7	34,2	3,19
Btss1	12-25	Pr.g.mod.	rev.cl.abund./ slck.c.	5.9	53,2	40,9	2,43
Btss2	25-44	Pr.g.mod.	rev.cl.c. / slck.e.	4.8	57,1	38,1	1,47
BCk	44-78	Bl.ang.m.mod		3.6	61,9	34,5	0,71
Ck	78-99	Masivo		11.3	52,1	36,6	0,64
Ckm	99+						
Perfil 27 - Endoacuert típico (Lat. 27° 0' 5,50"S; Long. 61°45' 45,19"O)							
Ap	0-17	Bl.ang.m.f		8,2	60,3	31,5	2,67
Bt	17-42	Bl.ang.g.f	rev.cl.c.	7,9	51,3	40,8	1,47
Btss1	42-84	Pr.g.f	slck. abund.; mot.f.c.; conc. Fe e.	6,5	43,0	50,5	0,74
2Btss2	84-110	Pr.m.f	slck. abund.; mot.f.c.; conc. Fe e.	27,1	45,7	27,2	0,41
2Bt	110-128	Pr.g.f	rev.cl.; mot.m.c.; conc. Fe e.	24,8	50,4	24,8	0,34

Referencias: Estructura: Bl: Bloques; Pr: Prismas; Lam: Laminar; ang: angulares; m: medios; g: gruesos; d: débiles; mod: moderados; f: fuertes. Rasgos pedológicos: rev: revestimientos; cl: clay; slck: slickensides; mot: moteados; f: finos; m: medios; abund: abundantes; c: comunes; e: escasos; Conc: concreciones; Fe: hierro.

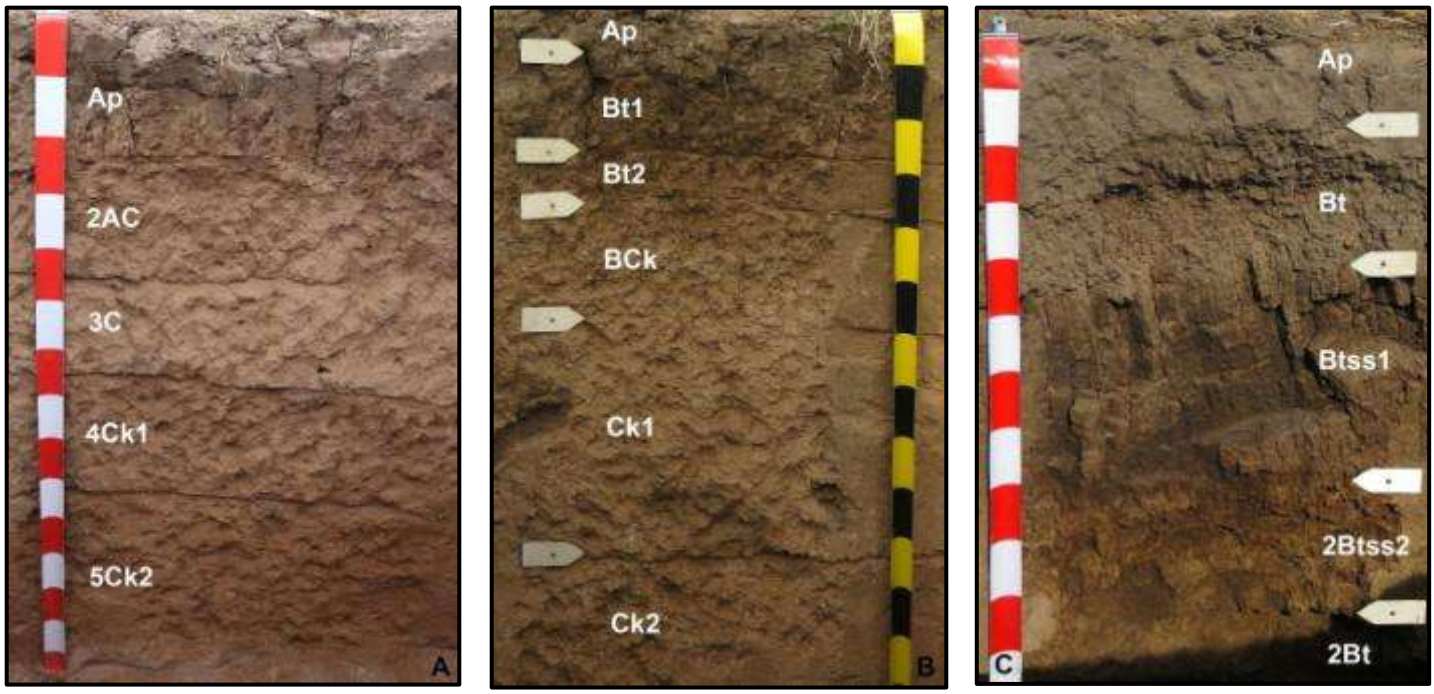


Figura 2:Perfiles de suelo representativos en una toposecuencia. **A**. Loma suavemente ondulada, Perfil 50 (Haplustoléntico).**B**. Pendiente suave, Perfil 12 (Haplustalfincéptico). **C**. Vía de drenaje, Perfil 27 (Endoacuert típico).

CONCLUSIONES

La aplicación del enfoque geopedológico en la subcuenca La Esperanza, permitió la diferenciación de cuatro unidades al nivel categórico de "Forma del terreno", cada una caracterizada por distintos tipos de suelo. La planicie suavemente ondulada presenta suelos del orden Molisol de poco desarrollo pedogenético, originados en un ambiente de inestabilidad geomórfica relacionada con los ciclos de erosión y depositación sedimentaria documentados en la región. Las unidades de pendiente presentan suelos de mayor grado de desarrollo, de los órdenes Molisol y Alfisol, que están afectados por procesos de erosión hídrica, hecho que ha generado cárcavas en el área cartografiada. La longitud de la pendiente, la falta de cobertura y la profundidad efectiva de los suelos controlarían en principio el desarrollo de estos

procesos de degradación. Finalmente, en los planos bajos y vías de drenaje dominan suelos del orden Vertisol, que no habían sido documentados hasta el momento en la cartografía disponible. Son suelos de elevado grado de desarrollo pedogenético, de textura fina, con claras evidencias morfológicas de expansión-contracción y, acotado a las vías drenaje, se manifiestan rasgos hidromórficos debido a la fluctuación del nivel freático. En esta última unidad, los perfiles de suelo superan el metro de profundidad, lo que probablemente esté relacionado con más de un ciclo de pedogénesis.

De esta manera, el modelo de relación paisaje-suelo aquí planteado servirá de base conceptual para el relevamiento y futura elaboración de las Cartas de suelo semidetalladas, para este sector de la provincia de Santiago del Estero.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue realizado en el marco de los Proyectos de investigación de INTA (PNSUELO-1134032 y PNSUELO-1134022, TUSGO 1231408) y gracias al apoyo local del Lic. Miguel Boetto, Lic. Juana López, Ing.Josefina Uribe EchevarriaeIng. Sergio Roldán.

BIBLIOGRAFÍA

- Buol, SW; Hole, FD & RJ McCracken. 1989. Soil genesis and classification. 3rd ed. Ames, IA: The Iowa StateUniversityPress, 446 p.
- Daniele, C & C Natenzon. 1994. Las Regiones naturales de Argentina: Caracterización y Diagnóstico. En: El Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas de la República Argentina. APN / Secretaría Programa MAB-UNESCO.
- Giraut, M; Laboranti, E; Rey, C; Fioriti, M & S Ludueña. 2001. Cuenca Propia de los Bajos Submeridionales. Creación de una unidad hídrica independiente. En Seminario Internacional sobre manejo integral de cuencas hidrográficas. 8 al 12 de octubre de 2001. Rosario. Argentina.
- Iriondo, MH. 1993. Geomorphology and late Quaternary of the Chaco (South America). Geomorphology 7: 289-303.
- Moretti, LM; Vizgarra, LA; Rodríguez, DM; Schulz, GA; Paladino, IR & HJM Morrás. 2017. Nuevos aportes sobre la génesis y taxonomía de los suelos en el Noreste de Santiago del Estero. XX Congreso Geológico Argentino. Tucumán. 12 p.
- Ramos, V. 1999. Las provincias geológicas del territorio argentino. Instituto de Geología y Recursos Minerales. Geología Argentina, Buenos Aires, Anales 29 (3): 41-96.
- Rossiter, DG & R Vargas Rojas. 2004. Metodologías para el levantamiento del recurso suelo. ITC, Enschede, the Netherlands; CLAS, Cochabamba, Bolivia. 145pp. Agosto 2004. This is a Spanish-language translation and adaptation of the previous. Disponible en: http://www.css.cornell.edu/faculty/dgr2/teach/ssm/SSM_LectureNotes2_E.pdf[Acceso: 02-03-2018].
- Schoeneberger, PJ; Wysocki, DA & EC Benhamy. Soil Survey Staff. 2012. Field book for describing and sampling soils, Version 3.0. Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, Lincoln, NE.
- SoilSurveyStaff. 2014. Claves para la Taxonomía de Suelos, Décima segunda edición. USDA-Natural ResourcesConservationService, Washington, DC. 399 p.
- Vargas Gil, JR. 1990. Santiago del Estero. Atlas de la República Argentina. Tomo II. Proyecto PNUD ARG- 85/019.
- Zinck, JA. 1988. Physiography and Soils Lecture Note SOL.4.1. International Institute for Geoinformation Science and Earth Observation (ITC), Enschede (NL), pp 156.
- Zinck, JA. 2012. Geopedología. Elementos de geomorfología para estudios de suelos y de riesgos naturales ITC SpecialLecture Notes Series, ITC. Enschede.
- Zinck, JA; Metternicht, G; Bocco, G & H Del Valle. 2016. Geopedology. An integration of geomorphology and pedology for soils and landscape studies. Ed. Springer Springer International Publishing Zinck, A; Metternicht G; Bocco, G & HF Del Valle (Eds.). 556 p.

C5P15. ESTUDIO DE SUELOS DEL NOROESTE DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA

Zamora,Eduardo M.[1,2]; Faule,Lautaro[1,2]; Vicondo, Manuel E.[1] y Carnero, Mariana[3].

[1]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Ruta Nac. N° 9 Km 636. Manfredi. Argentina. vicondo.manuel@inta.gob.ar
[2] Ministerio de Agricultura y Ganadería de la Provincia de Córdoba.
[3] Ministerio de Agua Ambiente y Servicios Públicos de Córdoba.

RESUMEN

Con el objetivo de contribuir a la planificación del uso, conservación y establecer las bases técnicas para el manejo del suelo, se relevó un área de aproximadamente 2 millones dehectáreas, comprendida entre los paralelos 31°00' y 29°30' S y los meridianos 64°00' y 65°45' O, abarcando parcialmente los departamentos Totoral, Tulumba, Sobremonte, Ischilín, Cruz Del Eje, Punilla y Minas de la provincia de Córdoba. El estudio comprende parte del gran ambiente geomorfológico denominado Bolsón de las Salinas Grandes, además de áreas serranas, en donde el uso de la tierra es predominantemente ganadero extensivo, y los valles de Avellaneda y Macha con actividad agrícola. Los procedimientos de reconocimiento y caracterización de suelos, se realizaron tal como se describe en "Normas de Reconocimiento de Suelos" de Etchevehere, basadas en el "SoilSurvey Manual" (USDA). Los materiales básicos empleados para la fotointerpretación fueron fotografías aéreas a escala 1:20:000, imágenes satelitales Landsat 8, Sentinel 2 y Google Earth y hojas topográficas del I.G.N. La clasificación taxonómica de los suelos se basó en el sistema Soil Taxonomy 2014. Se describió el clima y la vegetación de cada región y se elaboró un esquema geomorfológico. Se realizó una descripción de los suelos, poniendo especial énfasis en sus aspectos genéticos y su relación con el paisaje. Las unidades cartográficas fueron clasificadas por su capacidad de uso a nivel de clase y subclase; también se determinaron los Índices de Productividad. Como resultado se obtuvo el mapa básico de suelos a escala 1:100.000. Se identificaron 62 series pertenecientes a 30 subgrupos de los órdenes Aridisoles, Molisoles y Entisoles dentro de los regímenes de humedad ústico y arídico. En las áreas serranas se encontraron principalmente los subgrupos Ustorthent Lítico, Haplustol Éntico, Calciustol Típico y Petrocálcico. En los conos y abanicos aluviales así como en las planicies de derrames proximales y lomas loéssicas onduladas se destacan HaplustolesArídicos, HaplustolesTorriorthénticos y ArgiustolesArídicos. Mientras que en las planicies de derrames distales aparecen mayoritariamente los TorriorthentsÚsticos y HaplocambidesÚsticos. Estos últimos, también se presentan en los depósitos eólicos perisalares y áreas salinas asociados a Aridisoleshidroalomórficos. En las fajas fluviales predominan HaplustolesTorrifluvénticos. Y en los valles tectónicos dominan Haplustoles y Argiustoles Típicos. Se definieron 113 unidades cartográficas entre asociaciones, complejos determinados e indeterminados. En cuanto a la capacidad de uso la mayor parte del área comprende las clases VI y VII. En las áreas serranas y periserranas asociadas a las subclases "es" y "ec" debido a la presencia y susceptibilidad a la erosión hídrica, suelos someros o pedregosos. Mientras que en los depósitos eólicos perisalares, la subclase "es" y "sc" son consecuencia de los altos contenidos de sales y texturas gruesas susceptibles a erosión eólica. En menor medida encontramos las clases III y IV con limitantes "ec" en los valles de Avellaneda y Macha. En el futuro se espera contrastar esta información con el uso actual de la tierra en toda el área para establecer posibles conflictos de uso y proponer alternativas de manejo y conservación del suelo.

Palabras clave: Cartografía,relación suelo-paisaje, capacidad de uso.

C6P1. BIOMONITOREO DE LA CALIDAD DEL COMPOST DE RESIDUOS SÓLIDOS DE MATADERO Y DE LODOS DE SEDIMENTACIÓN

Altamirano, Fanny. E.[1]; Zankar, Graciela del C.[1]; Quintar, Samir[2] y Puca Saavedra, Carina F.[1]

[1]Facultad de Cs Agrarias, Universidad Nacional de Jujuy. Alberdi 47. S. S. de Jujuy-Argentina- [2]PROYAJO S.A microbio.microbio@yahoo.com.ar

RESUMEN

Se implementó un bioensayo con semillas de rabanito (*Raphanus sativus*) con el objeto de caracterizar la aptitud agrícola de un compost, obtenido a partir del vermicompostaje de residuos sólidos de matadero (Humus), y de los lodos sedimentados extraídos de una laguna de tratamiento de efluentes líquidos de matadero, al que se denominó Solidos (S). Ambos sustratos, tratados con microorganismos eficientes (ME), fueron analizados en sus variables fco-qcas para ser usados posteriormente, tanto en forma pura como combinados con tierra en diferentes proporciones. La conductividad eléctrica (Ce) presentó valores elevados pero no incidió de modo negativo en la germinación ni en el desarrollo de las plántulas en los primeros días de crecimiento. Previo a la fructificación las plántulas del sustrato puro de (S) mostraron mayor desarrollo de la biomasa aérea. Se concluye que ambos sustratos son aptos para su uso en agricultura.

Palabras claves: bioensayo, compost, lodos.

INTRODUCCIÓN

El monitoreo de la calidad de suelos y de sustratos en los bioensayos de toxicidad con semillas, permiten evaluar los efectos fitotóxicos en el proceso de germinación, crecimiento de la raíz y de las plántulas durante los primeros días de crecimiento (Gariglio *et al.*, 2002; Reijs *et al*., 2003; De los Rios *et al.*, 2015). En dichos estados ocurren procesos biológicos que pueden alterarse por la presencia de alguna sustancia tóxica, siendo por lo tanto etapas de gran sensibilidad a los factores adversos externos (Sobrero & Romero, 2004).

El proceso de compostaje permite obtener un producto de calidad con gran potencial de reutilización en horticultura. La calidad de un compost es afectada por las características de los residuos utilizados, por lo que uno de los pasos fundamentales, previos a la utilización de una enmienda orgánica, es su caracterización físico-química y biológica. La importancia de conocer el pH de un compost radica en su influencia sobre el grado de solubilidad de los nutrientes mientras que la conductividad eléctrica determina, en forma indirecta, la concentración de sales solubles (Moreno & Moral Herrero, 2008).

La Tecnología EM (Efficient microorganisms) fue desarrollada en Japón, en la década de los 80, por el Dr Teruo Higa, como una opción viable y sostenible para la producción agrícola y animal, dentro de parámetros orgánicos y biológicos, y para obtener productos de alta calidad y bajo costo, sin afectar el medio ambiente. Esta tecnología ha sido investigada, desarrollada y aplicada en diversos países, entre ellos los EE.UU cuyo Departamento de Agricultura incluyó a todos los microorganismos presentes en los EM dentro de la categoría de G.R.A.S (Generally Recognized As Safe), o sea seguros para el medio ambiente. Desde hace años, los EM son utilizados en el sector agropecuario, tanto en suelos como en cultivos, en el tratamiento de residuos orgánicos y aguas servidas, en la reducción de plagas (moscas), en la eliminación de malos olores, etc. (Higa & Chinen, 1998).

En los sistemas de tratamiento de aguas residuales, los EM descomponen la fracción orgánica a compuestos más simples y menos tóxicos, destruyen patógenos, estabilizan el sistema y reciclan el agua para uso agrícola y ambiental. En este proceso se generan lodos de sedimentación (Metcalf & Eddy, 1995).

En el tratamiento de lodos, El-Monayeri *et al.* (2007) aseguran que los EM tienen una alta capacidad para estabilizar la materia orgánica compleja, ya que invierten el proceso de putrefacción anaeróbico a otro fermentativo. Por otra parte, Nars (2010) encontró que los EM disminuyen en un 63% el volumen de los lodos en que son aplicados.

En el matadero del Frigorífico Proyajo S.A (Perico, Prov. de Jujuy), los residuos sólidos y los efluentes, resultantes de las faenas, son tratados con EM para ser transformados en productos útiles para la agricultura y para minimizar problemas de contaminación ambiental.

El objetivo de este estudio fue evaluar, mediante un bioensayo, la calidad del humus y del lodo, obtenidos del tratamiento de residuos sólidos de matadero con EM y determinar su aptitud agrícola.

MATERIALES Y MÉTODOS

El bioensayo se realizó en el vivero de PROYAJO S.A, con plantas de rabanito (*Raphanus sativus*) y muestras de humus y lodos.

Los residuos sólidos fueron tratados con EM durante su compostaje y luego transferidos a cunas de lombrices, obteniéndose un humus (H) de alta calidad. Por su parte, los efluentes líquidos fueron contenidos en una laguna y tratados con EM, obteniéndose a través del tiempo lodos de sedimentación (S). Estos lodos son posteriormente recuperados para su aplicación como enmienda o fertilizante orgánico. Las características físico-químicas de H y S se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1: Valores físico-químicos del humus y lodos

	pH (1:2,5)	**Ce** $dS.m^{-1}$	**Mo** %	**Nt** %	**P** $mg.kg^{-1}$	**K**	**Ca**	**Mg**	**Na**
						$cmol(+).kg^{-1}$			
Humus (H)	6,81	3,16	22,39	1,00	362	3,98	62,7	32	3,33
Lodos (S)	6,65	5,43	8,6	0,12	38	1,03	22,95	11,87	15,50

Ambos sustratos (H y S), se emplearon al 100% y mezclados con tierra (T), en diferentes proporciones: S-T 20:80%; S-T 50:50%; S-H 20:80% y S-H 50:50%.

La siembra se realizó en cajones, con semillas proporcionadas por el encargado del vivero (Ing. M.A. Diaz). El seguimiento del ensayo se efectuó hasta fructificación. En esta primera etapa del bioensayo se evaluó porcentaje de germinación, desarrollo de plántulas y se hizo observación de anomalías por toxicidad y de inicio de fructificación.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A los 7 días de la siembra, se registró un 100% de germinación en todos los casos (Figura 1), efectuándose un raleo de plántulas en los días subsiguientes para facilitar la fructificación.



Figura 1: Emergencia a los 7 días en los tratamientos con lodo (S).

En días posteriores, las plántulas no mostraron diferencias en su crecimiento y tampoco se observaron signos de toxicidad. Previo a la fructificación, se registró un importante incremento de la biomasa para el tratamiento S al 100% (Figuras 2 a y b).



a) **b)**

Figura 2: Biomasa previa fructificación en distintas proporciones de lodos (S) **a)** y humus (H) **b).**

La fructificación se manifestó en forma simultánea en todos los sustratos (Figuras 3, a y b).



a) **b)**

Figura 3: Fructificación en distintas proporciones de lodos (sólidos) **a)** y Humus (H) **b)**.

En las etapas de mayor sensibilidad, como germinación y desarrollo de plántulas (Gariglio *et al.*, 2002; Reijs *et al*., 2003; De los Rios *et al.*, 2015), no se registraron efectos de toxicidad. Por otra parte, los valores de conductividad eléctrica y sodio intercambiable de los sustratos no tuvieron incidencia en las distintas etapas de esta especie hortícola.

Los resultados logrados, en esta primera etapa del bioensayo, confirman lo expresado por Metcalf & Eddy (1995), El-Monayeri *et al.* (2007) y Nars (2010), en cuanto al beneficio de tratar con EM los residuos sólidos, aguas y lodos, ya que los transforman en productos útiles tanto para uso agrícola como ambiental.

CONCLUSIONES

El marcado deterioro de los suelos repercute en la disminución de su capacidad productiva, lo que hace necesario desarrollar y aplicar técnicas conducentes a la sostenibilidad de los sistemas agrícolas. Entre dichas técnicas se destaca el compostaje de residuos orgánicos, pero la calidad del compost depende de los residuos utilizados por ello es necesario caracterizarlos en cuanto a sus propiedades físico-químicas y biológicas. En el caso de los lodos y humus con aplicación de microorganismos eficientes, mostrados en este trabajo, se puede certificar la aptitud de estos sustratos para su uso agrícola.

AGRADECIMIENTOS

Este bioensayo fue desarrollado con el apoyo del director de PROYAJO SA, Ing. S. Quintar en virtud del Acuerdo de Cooperación y Asistencia técnica firmado con la Facultad de Cs. Agrarias (UNJu). También se agradece al personal del vivero de PROYAJO, Ing. Agr Miguel Angel Diaz, Cristian Espinosa y Bernardino Fernandez.

BIBLIOGRAFÍA

- De los Rios, AM; MN Clozza; TA Franger; GR Garrido; DR Leiva; AV Amato & T Ferrón. 2015. Indices de germinación y elongación radical de especies vegetales hortícolas y ornamentales para el biomonitoreo de la calidad de suelos y sustratos. VIIIº Congreso Argentino de Ingeniería Industrial–COINI. http://www.edutecne.utn.edu.ar/coini_2015/coini_2015_trabajos.html. Fecha de consulta: 07/03/18.
- El-Monayeri, D; W Abd El-Rahman & HA Fouad. 2007. The effect of effective microorganisms on anaerobic sludge digestion. Second Ain Shams International Conference on Environmental Engineering, Faculty of Engineering, Ain Shams University, Cairo, Egypt, 10-12 April 2007.
- Gariglio, NF; MA Buyatti; RA Pilatti; DE Gonzales Rossia & MR Acosta. 2002. Use of a germination bioassay to test compost maturity of willow (*Salix* sp) sawdust. New Zealand J. Crop Hort. Sci., 30: 135-139.
- Higa, T. & Chinen, N. 1998, EM Treatments of Odor, Waste Water and Environmental Problems. College of Agriculture, University of Ryukyus, Okinawa, Japan.
- Metcalf & Eddy, Inc. 1995. Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización, Mc Graw- Hill 3ª ed. Madrid, 1505 pp.
- Moreno Casco, J & R Moral Herrero. 2008. Compostaje. Editorial Mundi Prensa. Madrid 571 pp.
- Nars, A. 2010. The Effect of using microorganisms on sludge reduction in waste water treatment plant. Fourtheenth International Water Tecnology Conference, IWTC 14 2010, Cairo, Egypt.
- Reijs, JW; WH, Meijer; EJ Bakker & EA Lantinga. 2003. Explorative research into quality of slurry manure from dairy farms with different feeding strategies. NJAS–Wageningen. Journal of Life Sciences, 51(1-2): 67-89.
- Sobrero, MC & A Ronco. 2004. Ensayo de toxicidad aguda en semillas de lechuga (*Latuca sativa* L.). En: Castillo, G. (Ed). Ensayos Toxicológicos y métodos de Evaluación de Calidad de Aguas. Otawa, Canadá pp 71-79.

C6P2. TRANSFORMACIÓN DE LOS RESIDUOS DE MATADERO CON MICROORGANISMOS EFICIENTES PARA SU APROVECHAMIENTO EN AGRICULTURA

Altamirano, Fanny E[1].; Zankar, Graciela del C.[1]; Boccardo, Roberto J.[1]; Quintar, Samir[2]; Ortega, Rodolfo[2] y Vidaurre, Juan[2]

[1]Fac. de Cs Agrarias, Univ. Nac. de Jujuy. Alberdi 47- S. S. de Jujuy. Argentina -[2] PROYAJO SA
mibrobio.microbio@yahoo.com.ar

RESUMEN

En busca de alternativas tecnológicas para tratar los residuos sólidos y efluentes de matadero se ha desarrollado la Tecnología EM (Effective Microorganisms), que es aplicada en PROYAJO S.A. de Perico-Jujuy-Argentina. El objetivo fue transformar los residuos de matadero por medio de la utilización de EM en productos útiles, con el fin de disminuir la contaminación ambiental. Los efluentes son tratados biológicamente en lagunas y los residuos sólidos compostados con EM, son pasados por lombrices obteniéndose un producto de alta calidad para uso agrícola. La evolución de los efluentes se hace a través de la medida del DBO_5, DQO y pH. Las aguas purificadas a través de esta biotecnología son aptas para riego.

Palabras claves: residuos sólidos, efluentes, microorganismos eficientes

INTRODUCCIÓN

Los residuos de mataderos producen serios problemas de contaminación si no son manejados adecuadamente. La utilización de desechos de la faena del ganado porcino y vacuno, con una tecnología adecuada, proporciona una amplia gama de subproductos que pueden ser útiles en diversos campos, como la industria alimenticia, alimento animal, nutrición vegetal, etc. Si bien existe suficiente información sobre el tratamiento de aguas residuales municipales, de alcantarillas y de efluentes de granjas, hay poca relativa al reciclaje de los residuos sólidos de mataderos. En la Expo-Americarne, evento realizado en 2013 en Rosario (Argentina), la Ing. Carmen Arancibia, en su conferencia sobre "Industria y temas ambientales", se refirió a la complejidad del sistema de lagunas para tratar los efluentes pero sin hacer alusión respecto a los residuos sólidos. En países como Chile y Colombia, los residuos de matadero son utilizados para compostaje y lombricultura. El compostaje es una compleja interacción entre los restos orgánicos, los microorganismos, la aireación y la producción de calor, constituyendo una forma racional de tratar los mismos.

Hoy en día la necesidad de minimizar residuos, así como su disposición adecuada y segura, son aspectos de suma importancia que han llevado a la búsqueda de alternativas tecnológicas. Variados sistemas de tratamiento biológico se han diseñado para el tratamiento de aguas residuales de matadero, existiendo numerosos informes a escala piloto y real para el uso de la tecnología anaerobia por sus bajos costos de operación y su alta eficiencia de tratamiento (Massé & Massé, 2000; Mittal, 2006).

La tecnología EM, desarrollada en la década de los 80's por el Dr Teruo Higa (Univ. Okinawa, Japon), ofrece un método muy eficiente y económico de sanear el medio ambiente de forma sostenible (Higa & Chinen, 1998). La aplicación de EM constituye una nueva opción para la agricultura, en enmiendas orgánicas y compostaje (Fioravanti *et al.*, 2005), para el tratamiento de las aguas servidas (Namsivayam *et al*., 2011) y en otros problemas ambientales (Toc Aguilar, 2012).

En Jujuy (Argentina), la tecnología EM es desarrollada y aplicada desde hace cinco años en el Matadero de PROYAJO S.A. Los primeros advances del tratamiento de los efluentes y residuos sólidos fueron presentados en la IX Reunión de Biología del Suelo (Rebios 2013) (Altamirano *et al.*, 2013).

La proliferación y viabilidad de los microorganismos es afectada por diversos factores como pH, temperatura y oxígeno, entre otros (Brock *et al.*, 1992), influyendo en consecuencia sobre la actividad de los EM; por ello se debe tener en cuenta que la depuración de lagunas que contienen efluentes, es más lenta en la época invernal y así evitar sobrecargas y mal funcionamiento.

El objetivo de este trabajo fue transformar los residuos de matadero por medio de la utilización de EM en productos útiles, con el fin de disminuir la contaminación ambiental producida por la disposición actual de dichos residuos.

MATERIALES Y MÉTODOS

El ensayo se llevó a cabo en el Frigorífico PROYAJO SA (Perico-Prov. de Jujuy).

Tratamiento de Efluentes Líquidos

Durante el período Enero-Agosto 2017, los efluentes líquidos como sangre, agua de lavado y evisceración resultantes de las faenas del matadero, son contenidos y tratados con EM en una única laguna (denominada Laguna 1).

En agosto, una vez completada la capacidad de la Laguna 1, para cotejar la acción de los EM se tomaron dos muestras compuestas, una en la zona del ingreso diario del efluente (muestra 1) y otra en el sitio opuesto al mismo (muestra 2).

Para eficientizar el proceso de transformación de los efluentes de la Laguna 1 y poder estimar su tiempo de purificación sin nuevo agregado de EM, los mismos se trasvasan en una segunda laguna (denominada Laguna 2), de reciente habilitación. El trasvasado permite eliminar los lodos sedimentados de la Laguna 1 y habilitarla para recibir y tratar nuevos efluentes.

En el período Setiembre 2017-Enero 2018 se tomaron muestras de la Laguna 1, de la Laguna 2 y del efluente de la salida de cámara del matadero (muestra testigo) para analizar comparativamente la evolución de los respectivos efluentes a través del DBO_5, DQO y pH. Las muestras obtenidas fueron analizadas en el laboratorio LABCYM (Prov. de Salta).

Tratamiento de los Residuos Sólidos

Pezuñas, pelos, restos de cuero y sangre son depositados en el suelo, rociados con EM 10% y cubiertos con una capa de polvo de tabaco, proceso que se repite hasta formar camas de 50 m de largo x 1m de ancho x 0,80m de alto. Transcurridos 7-10 días, las camas se voltean y rocían con EM 2%. Cuando los residuos sólidos alcanzan cierto grado de transformación, se los traslada a un sitio próximo para su compostaje definitivo.

En el transcurso del compostaje se controla humedad, temperatura y se practican volteos semanales, rociando en cada oportunidad con EM 2% hasta que la temperatura desciende, momento en el que se suspende la aplicación de EM, dejando que el proceso de maduración continúe. Concluida esta etapa se traslada el producto a las cunas de lombrices. El análisis microbiano del humus obtenido se realizó en el laboratorio de microbiología de suelos (LABMISU) de la FCA-UNJu.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis de las muestras tomadas en Agosto de 2017, en dos sitios diferentes de la Laguna 1 (Tabla 1), indican una reducción del DBO_5 en la muestra 2 respecto a la muestra 1, debido a que en la zona de ingreso el aporte de material orgánico fresco ocurre diariamente (de lunes a viernes-sábado, según las faenas programadas), mientras que en la zona opuesta los EM llevan mayor tiempo de actividad.

Tabla 1: Valores registrados en dos sitios opuestos de la Laguna 1

Laguna 1	**pH** UpH	**DBO_5** mg/l	**DQO** ml/l
Muestra 1	8,6	81	340
Muestra 2	8,6	70	303

Si bien se esperaba una mayor diferencia de DBO_5 entre ambas muestras, se debe tener en cuenta que las bajas temperaturas registradas durante el período invernal no son óptimas para la actividad microbiana (Brock *et al.*, 1992). Esto tiene también correlación con el valor de pH, que no registra diferencias entre ambas muestras.

La Laguna 1 al inicio del tratamiento presenta sólidos en suspensión de color ligeramente grisáceo y olor propio al proceso de trasformación (Figura 1), mientras que estas características se redujeron considerablemente al finalizar el primer semestre de 2017 (Figura 2).



Figura 1: Laguna 1 al inicio del tratamiento con ME (primer semestre 2017).



Figura 2: Laguna 1 al final del tratamiento con ME (primer semestre 2017).

El proceso de extracción de los lodos sedimentados de Laguna 1 se extendió por más de 40 días, por factores climáticos adversos y por su volumen requirió de maquinaria pesada (Figura 3). El lodo extraído fue depositado a cielo abierto para su estabilización antes de ser incorporado a las cunas de lombrices (Figura 4).



Figura 3: Proceso de extracción del lodo sedimentado de la Laguna (1).



Figura 4: Lodo seco para vermicompostaje.

Los resultados del análisis de las muestras obtenidas, en Enero de 2018, de la Laguna 1, Laguna 2 y de la salida de cámara (Tabla 2), corresponden a una época del año con temperaturas más favorables para la actividad de los EM.

Tabla 2: Valores correspondientes al muestreo realizado en Lagunas 1 y 2, y en salida de cámara.

	pH UpH	**DBO_5** mg/l	**DQO** ml/l
Laguna 1	7,6	82	328
Laguna 2	9,2	<5	92
Salida cámara	6,8	1031	> 1500

Se observa una gran diferencia en el DBO_5 (82 mg/l) de Laguna 1 con respecto al efluente de salida de cámara tomado como testigo (1031 mg/l), lo que indica la efectividad de los EM en Laguna 1, donde llevan 2-3 meses de actividad (Brock *et al.*, 1992). Por su parte, la muestra testigo refleja el valor de DBO_5 que adquiere el efluente sin tratamiento biológico.

En la Laguna 2, el DBO_5 (< 5 mg/l), evidencia la efectividad del tratamiento microbiano aplicado y que las aguas tratadas son aptas para ser utilizadas con fines de riego (Figura 5).



Figura 5: Aspecto de la Laguna 2 al final del proceso de maduración.

La comparación de los valores de DBO_5 entre las muestras de ambas lagunas y el testigo (Tabla 2) corroboran lo expresado por Higa & Chinen (1998), en lo referente a la efectividad de esta biotecnología.

Se puede observar que los valores del DBO_5 en la Laguna 1, en el primer y segundo semestre, alcanzaron valores semejantes (70-82 mg/l) pero en tiempos diferentes (6 y 3 meses respectivamente), esto es debido a la influencia favorable de la temperatura registrada en el segundo semestre que incide sobre la dinámica microbiana (Brock *et al.*, 1992).

En cuanto al tratamiento de los residuos sólidos, el rociado con EM y la cobertura con polvo de tabaco permiten disminuir olores y moscas en el área de compostaje (Figuras 6 a y b).



Figuras 6: a) Camas de tratamiento de los Residuos sólidos, con ME y polvo de tabaco. b) Residuos sólidos en última etapa de compostaje.

El análisis microbiano del humus obtenido del vermicompostaje ofrece una riqueza microbiana (Tabla 3) que garantiza su aprovechamiento en la agricultura. Se observa un buen porcentaje de bacterias de promotoras del crecimiento

vegetal, especialmente las relacionadas con el control biológico y las solubilizadoras de fósforo. Cabe destacar que de este humus se capturan los microorganismos eficientes para desarrollar la biotecnología aplicada.

Tabla 3: Análisis microbiano del lombricompuesto.

Heterótrofos	NMP			Bacterias		
	Celulolíticos	Fijadores libres de N	Solubilizadores de Fósforo	Gram (-)	Gram (+)	Esporuladas
$4{,}2 \times 10^{10}$ UFC	$10{,}9 \times 10^{4}$ UFC	$5{,}7 \times 10^{2}$ UFC	$2{,}93 \times 10^{4}$ UFC	98 %	3%	2,4 %

Bacterias Promotoras del Crecimiento Vegetal			Actinomices
Relacionadas al Control Biológico	Con Propiedades específicas	Productoras de AIA y/o análogos	
33%	2,6 %	12 %	7 %

CONCLUSIONES

La investigación y desarrollo de la tecnología EM ofrece numerosas aplicaciones que se describen como estrategias sostenibles que contribuyen a reciclar los residuos sólidos y líquidos de mataderos en productos útiles. Los objetivos de esta tecnología van más allá de los límites de un matadero ya que es aplicable en distintos ambientes como aguas servidas, compostaje y agricultura entre otros. Es además una tecnología de bajo costo y fácil aplicabilidad que involucra a personas comprometidas con la sanidad ambiental en cualquier nivel. Testimonio de ello es la participación voluntaria de parte del personal del matadero como de otras áreas de PROYAJO S.A y de la escuela agrotécnica de la zona (Ing. Ricardo Hueda) donde se ha llevado esta inquietud.

AGRADECIMIENTOS

Este bioensayo fue financiado por el director de PROYAJO SA, Ing. S. Quintar, en el marco del Acuerdo de Cooperación y Asistencia Técnica firmado con la Facultad de Cs. Agrarias (UNJu).

BIBLIOGRAFÍA

- Altamirano, F; G. Zankar; S. Quintar; R. Ortega & J. Vidaurre. 2013. Tratamiento de residuos de matadero con microorganismos eficientes (ME). Experiencia piloto. IX Reunión Nacional Científico Técnica de Biología de Suelos – I Congreso Nacional de Biologia Molecular de Suelos. Sgo. del Estero. Argentina
- Brock, TD. & MT Madigan. 1992. Microbiología. 6º ed. Prentice Hall. Hispanoamericana S.A. México.
- Fioravanti, M.; N. Vega; C. Hernández; S. Okumoto & J. Yeomans. 2005. Eficiencia de los microorganismos eficaces (EM) en la estabilización de lodos sépticos para su uso agrícola**.** Tierra Tropical 1 (1): 69-76
- Higa, T. & N. Chinen. 1998. EM Treatments of Odor, Waste Water and Environmental Problems. College of Agriculture, University of Ryukyus, Okinawa, Japan.
- Massé DI & L Masse. 2000. Characterization of wastewater from hog slaugterhouses in Eastern Canada and evaluation of their in-plant wastewater. *Can. Agric. Eng.*, 42:139-146
- Mittal, GS. 2006 Treatment of wastewater from abattoirs before land application a review. *Bioresour. Technol.*, 97:1119-1135.

C6P3. INFLUENCIA DEL RIEGO CON SUBPRODUCTOS DE LA INDUSTRIA OLIVARERA SOBRE CARACTERÍSTICAS FÍSICAS-QUÍMICAS DEL SUELO. EXPERIMENTO EN MACETAS

Alurralde, Ana Lilia[1,2]; Di Barbaro, María Gabriela[1]; Gómez, Patricia Elizabeth[1]; González Basso, María Valeria[1]; Espeche Acosta, Eliana Ruth[1]; Sasovsky, Romina Flavia[1] y Rizo, Melisa Gisell[1].

[1]Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Catamarca. Maestro Quiroga 23. [2]Dirección Provincial de Agricultura Ministerio de Producción. Código Postal 4700. San Fernando del Valle de Catamarca. ani_animal@hotmail.com

RESUMEN

En la industrialización del aceite de oliva el 80% de la materia prima molida se convierte en alperujo, un residuo constituido por la fracción sólida y el agua de vegetación de la aceituna procesada. El alperujo tiene alto contenido de humedad (50-70%), es rico en materia orgánica, grasas y compuestos fenólicos y su acumulación provoca importantes problemas ambientales. Por cada tonelada de aceite producido se generan 4 tn de alperujo que contiene alrededor 2,8 m^3 de agua. El aprovechamiento de los subproductos industriales supone un beneficio económico y ambiental. Realizar compost con alperujo es una alternativa interesante y de gran aprovechamiento por el sector agrícola. Por otra parte, al mezclar un compost de alperujo de aceituna con agua y cultivarlo durante un período limitado ya sea aireado, o no, podemos producir té de compost. El cual, es un líquido con nutrientes, bacterias, hongos, nemátodos y protozoos utilizados en numerosos sistemas agrícolas por sus beneficios sanitarios y nutritivos. El agua de vegetación, es el líquido acuoso residual que se obtiene al procesar la aceituna para obtener el aceite de oliva proveniente del alperujo; previamente tratada para disminuir el contenido graso y las sustancias fenólicas, que reúne las características físico químicas para ser aprovechada como una fuente alternativa de agua para el riego de cultivos con tolerancia a la salinidad de moderada a buena. El objetivo de éste trabajo fue evaluar el efecto del riego con te de compost y agua de vegetación en las características físico-químicas de suelo dispuesto en macetas. Se utilizaron macetas de 1.000 cm^3, con suelo arenoso franco. Se regó cada 4 días durante dos meses, (50 cc) con agua corriente como testigo (T1), te de compost al 25% (T2) al 50% (T3), al 75% (T4) y con agua de vegetación (T5). Las variables analizadas en el sustrato fueron: carbono oxidable total (COT; %), nitrógeno total (NT; %); fósforo extractable (Pe; ppm); potasio intercambiable (Ki; meq 100 g^{-1}) potasio y sodio solubles (Ks; meq l^{-1}) y (Na; meq l^{-1}); calcio+magnesio soluble (Ca+Mg; meq l^{-1}), conductividad eléctrica (CE; dS m^{-1}), relación absorción sodio (RAS), potencial hidrógeno (pH), capacidad de intercambio catiónico (CIC; meq 100 g^{-1}), densidad aparente (DA; g cm^{-3}), humedad (H°; %). Los resultados se procesaron con el software estadístico Infostat. Los tratamientos sólo mostraron diferencias significativas en: CE, manifestando el valor mayor (4,8 dS cm^{-1}) el T1; en el CIC presento el mejor valor (4,95 meq 100 g^{-1}) con el T4; el NT se destacó (0,08%) en T3 y T4 y el Pe fue más alto (9,15 ppm) en T5. El resto de los parámetros evaluados no mostraron diferencias significativas, sin embargo en todos los casos se destacaron frente al T1. El riego con te de compost mejora el CIC y el nivel de N en suelos livianos. Por los resultados obtenidos se estima que los subproductos de la industria olivarera, te de compost y agua de vegetación, podrían utilizarse para el riego ya que su aplicación no alteran negativamente las características del suelo.

Palabras claves: te de compost, alperujo, agua de vegetación.

C6P4. EMISIONES DE OXIDO NITROSO EN PLANTACIONES DE *Eucaliptus grandis* EN ENTRE RIOS

Álvarez, Carina R.[*1]; Lupi, Ana[2]; Romaniuk, Romina[2]; Rimski Korsakov, Helena[1]; Fernández, Patricia L.[1]; Ciarlo, Esteban[1]; Cosentino, Vanina[2] y Steinbach, Haydée[1]

[1] Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires. [2] Instituto de Suelos, CIRN, INTA Castelar. alvarezc@agro.uba.ar

RESUMEN

Los objetivos de este estudio fueron cuantificar las emisiones de N_2O en plantaciones de *Eucalyptus grandis* y en monte nativo, e identificar los factores que las explican. Se trabajó en la Estancia el Potrero de San Lorenzo, Gualeguaychú (Entre Ríos), en suelos con textura gruesa (Are) y media (Arci) con rodales < de 3 años (Joven) y > 4 años (Maduro) y en monte nativo. Las emisiones, los nitratos y la humedad gravimétrica y volumétrica del suelo se midieron, en 12 momentos entre 25/08/16 y 5/10/17. Se utilizó ANOVA y test de Tukey para cada fecha y regresión múltiple. Las emisiones de óxido nitroso variaron entre -11, 6 y 30,8 µg $N\text{-}N_2O$ m^{-2} h^{-1}. Las emisiones promedio de todo el período analizado fueron: 7,53; 2,74; 2,30; -0,35; 1,31 µg $N\text{-}N_2O$ m^{-2} h^{-1} para los tratamientos Monte, ArciMaduro, ArciJoven, AreMaduro, AreJoven, respectivamente, sin diferencias significativas entre tratamientos. Solo en una fecha se detectó mayor emisión en el Monte. Los nitratos fue la variable que mejor explicó las tasas de emisión (R^2 = 0,15). Como conclusión las emisiones registradas fueron bajas y menores que en sistemas agrícolas, independientemente del sistema con monte o bosques cultivados o tipo de suelo.

Palabras clave: Bosques cultivados, cambio climático, GEI

INTRODUCCIÓN

El dióxido de carbono (CO_2), el metano (CH_4) y el óxido nitroso (N_2O) son los principales gases de efecto invernadero (GEI) emitidos desde sectores no industriales (Ciais & Sabine, 2013). Las emisiones de C y N del suelo contribuyen a incrementar las concentraciones de GEI en la atmósfera. Las prácticas de forestación-reforestación son fomentadas como una alternativa para incrementar el secuestro de carbono y mitigar el cambio climático (Lal, 2004; Negra *et al*., 2008). Si bien estas prácticas pueden promover la acumulación de carbono en el suelo, podrían a la vez generar condiciones edáficas y ambientales que predisponen la emisión de N_2O. Este gas posee un poder de calentamiento global 265 veces mayor que el CO_2 (Myhre, 2013). La emisión de N_2O procedente de suelos forestales es principalmente el resultado de los procesos microbianos de nitrificación y desnitrificación (Conrad, 2002). Como en la mayoría de los procesos microbiológicos, éstos son afectados por la humedad, temperatura, condiciones edáficas y de manejo. Debido a esto también la emisión de N_2O desde los suelos forestales varía entre estaciones, años o sitios de medición (Brumme *et al*., 1999; Butterbach - Bahl *et al*., 2002). La edad, el manejo del rodal y del suelo (preparación de suelo, raleos, entre otros) también afectan la emisión de GEI por el cambio en las condiciones ambientales que se generan en el sotobosque y en el suelo, alterando la disponibilidad de agua, nutrientes y la estructura del suelo (Waterworth & Richards, 2008). No existen hasta el momento mediciones de emisiones de N_2O desde suelos bajo producción forestal en Argentina. Los escasos antecedentes reportados en plantaciones corresponden a cuantificaciones de otros GEI como metano y dióxido de carbono en plantaciones de *Pinus radiata* en las sierras de Tandil (Bernardi *et al*., 2017). En bosque nativos de la región Chaqueña y de la Yungas también se reportan cuantificaciones de emisiones de metano realizadas por Ontiveros *et al*. (2016). Específicamente en cuanto al óxido nitroso los antecedentes nacionales se refieren a mediciones durante un ciclo de cultivo agrícola, en ganadería o investigaciones realizadas en laboratorio (Picone *et al*., 2006; Ciarlo *et al*., 2007 y 2008; Ciampitti *et al*., 2008; Videla *et al*., 2010; Alvarez *et al*., 2012). Esto genera la necesidad de ampliar el conocimiento sobre las relaciones entre las emisiones de GEI y los sistemas de producción forestal actuales en condiciones de campo. Además proporcionará información para la realización de inventarios de GEI a nivel nacional, necesarios para delinear las políticas ambientales y prácticas de manejo de los ecosistemas. Por lo expuesto, los objetivos de este estudio fueron: 1- Cuantificar las emisiones de N_2O en plantaciones de *Eucalyptus grandis* en rodales de dos edades y dos suelos de textura contrastante, comparándolas con las emitidas por el ecosistema natural del lugar (monte bajo), en Gualeguaychú (Entre Ríos) y 2- Identificar los factores que explican la variabilidad de las emisiones de N_2O.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en la Estancia el Potrero de San Lorenzo, Gualeguaychú, SE de Entre Ríos. La temperatura media anual es de 17,9 ºC y la precipitación media anual de 1.100 mm. Para el estudio se seleccionaron situaciones con dos tipos de suelo con textura superficial contrastante: textura gruesa y media. Adicionalmente, sobre ambos suelos se muestrearon rodales de *Eucalyptus grandis* con edades: < de 3 años y > 4 años. Se muestreó una situación de referencia, con vegetación nativa con mínima intervención antrópica y suelo de textura media. Ello resultó en los siguientes tratamientos: Monte nativo (Monte), Arenoso Joven (AreJoven), Arenoso Maduro (AreMaduro), Arcilloso Joven (ArciJoven) y Arcilloso Maduro (ArciMaduro). Se evaluaron 3 lotes de cada situación.

Para medir las emisiones de N_2O se utilizaron 2 cámaras estáticas en cada sitio (repetición del tratamiento) y cada fecha de muestreo. De cada cámara se tomaron 3 muestras, a los 0, 15 y 30 minutos luego del cierre de las mismas y con esos valores se calculó el flujo por unidad de superficie y de tiempo. Las fechas de muestreo fueron: 25/08/16, 21/09/16, 10/11/16, 14/12/16, 29/12/16, 15/2/17, 15/03/17, 4/04/17, 2/05/17, 7/06/17, 22/08/17 y 5/10/17. Al momento de inicio del muestreo (t = 0), sobre la base de hierro se colocó una cubierta de PVC (11.880 cm^3) sujeta con bandas elásticas. Las muestras se extrajeron con jeringas y se inyectaron en viales asegurando la purga del aire contenido previamente en los mismos (Collier *et al*., 2014). Las muestras de gas se analizaron usando cromatografía gaseosa. Se determinó la densidad aparente del suelo (método del cilindro) y el contenido de carbono orgánico de 0 a 5 cm de profundidad, tomando muestras compuestas en el costado externo de cada cámara. El volumen molar (Vm) del gas se corrigió por la temperatura del aire medida al momento de extracción de la muestra y los flujos (f) de los gases se calcularon con la ecuación 1.

$$f = \frac{\Delta C}{\Delta t} * \frac{V}{A} \qquad \text{Ecuación (1)}$$

Donde, ΔC: cambio de concentración de los gases en la cámara durante el tiempo de incubación; V: volumen de la cámara; A: área de suelo cubierta por la cámara; m: peso molecular de cada gas. En cada fecha de muestreo se determinó el contenido de nitratos ($N\text{-}NO_3$) y la humedad gravimétrica y volumétrica del suelo en los primeros 5 cm de profundidad. Se calculó el espacio poroso saturado con agua (EPSA). Se establecieron relaciones entre las emisiones y las variables de suelo medidas, se ajustó un modelo de regresión múltiple por Stepwise; las diferencias estadísticas de la emisión de N_2O entre los tratamientos se probó con ANOVA y test de Tukey para cada fecha ($P<0,05$). Por otro lado, en cada rodal se establecieron 3 parcelas circulares con un radio de 12 m para caracterizar su estado de crecimiento. En cada parcela y el monte se cuantificó la materia seca en el mantillo en 4 submuestras de 0,25 m^2 cada una.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el Tabla 1 se presentan las principales características edáficas a 0-5 cm, de los rodales y el mantillo de los tratamientos evaluados. En general, las situaciones de suelos de texturas más gruesas presentaron menor contenido de MO y una leve mayor densidad aparente. Cabe aclarar que los residuos de cosecha en el arenoso joven fueron mantenidos sobre el suelo, en contraposición a lo que sucedió en los arcillosos que fueron quemados.

A lo largo del período de medición se registraron distintas condiciones de humedad edáfica y contenido de nitratos en todos los tratamientos (Figura 1). Los suelos arenosos presentaron los menores valores de humedad gravimétrica, acorde a su capacidad de retención hídrica, y menores valores de nitratos. Las emisiones de N_2O fueron bajas durante todo el período y variaron entre -11,6 y 30,8 µg $N\text{-}N_2O$ m^{-2} h^{-1} (Figura 1). Las emisiones promedio de todo el período analizado fueron 7,53; 2,74; 2,30; -0,35; 1,31 µg $N\text{-}N_2O$ m^{-2} h^{-1} para los tratamientos Monte, ArciMaduro, ArciJoven, AreMaduro, AreJoven, respectivamente, sin diferencias significativas entre tratamientos. Solo en una fecha se encontró que las emisiones de N_2O del Monte superaban a las del resto de los tratamientos en forma significativa.

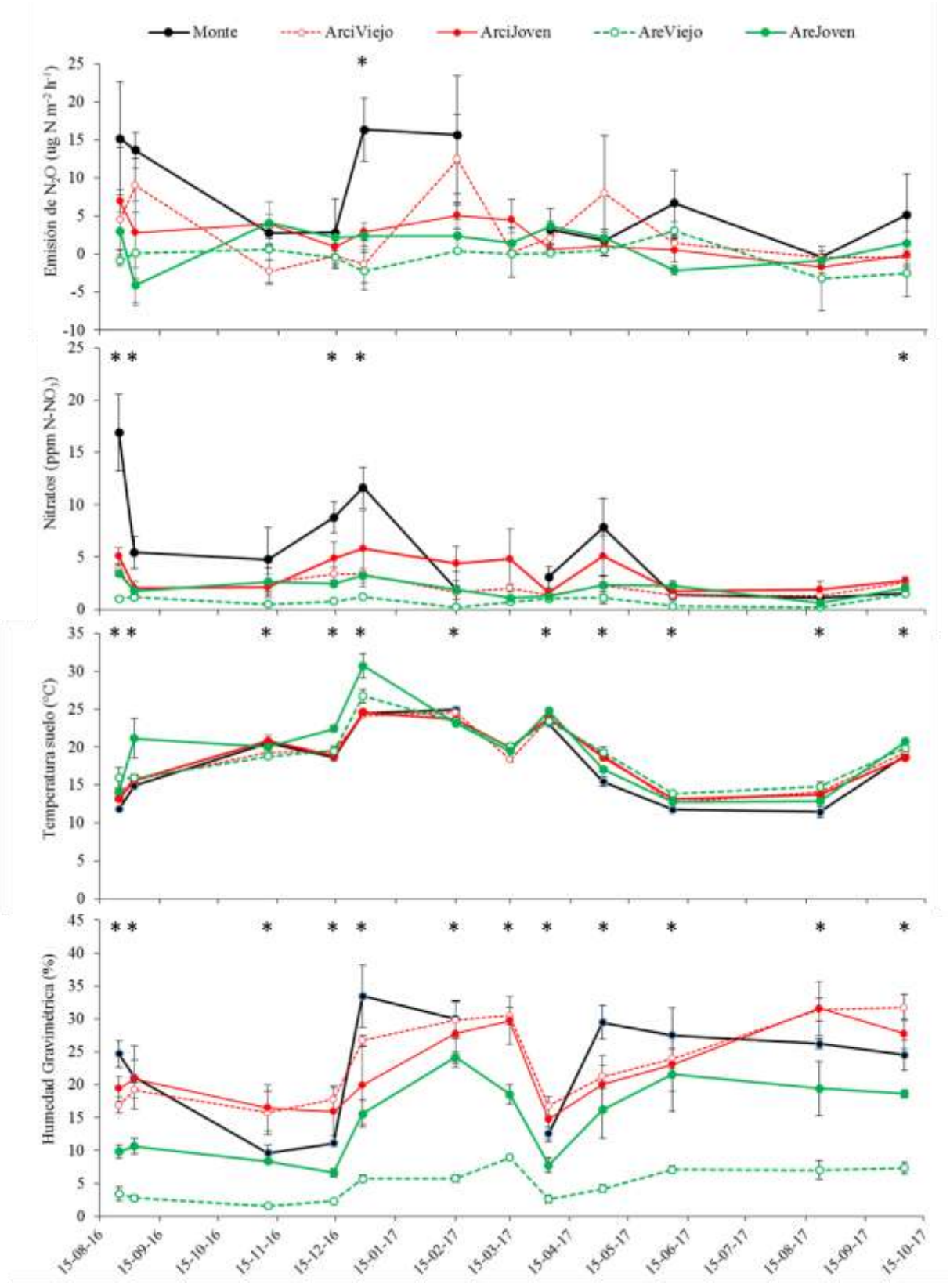


Figura 1: Valores de emisión de N_2O (µg $N\text{-}N_2O$ m^{-2} h^{-1}), contenido de nitratos (ppm), temperatura del suelo (ºC) y humedad gravimétrica (%) en las distintas fechas de muestreo para los tratamientos evaluados. Tratamientos: Monte (Monte nativo), ArciMaduro (Arcillo maduro), ArciJoven (Arcilloso Joven), AreMaduro (Arenoso Maduro), AreJoven (Arenoso Joven). Las barras indican el error estándar.

Tabla 1: Caracterización edáfica (estrato de suelo 0-5 cm), del estado de los rodales y mantillo de los tratamientos estudiados. Se presentan valores promedio (n=3).

	Monte	ArciMaduro	ArciJoven	AreMaduro	AreJoven
Suelo					
MO (%)	5,2	5,6	6,2	1,2	2,7
pH	6,2	6,1	6,3	5,6	5,6
Dap (g cm^{-3})	1,21	1,19	1,23	1,30	1,26
Rodal					
DAP (cm)		18,2	11,4	19,0	5,4
Densidad (pl ha^{-1})		693	858	865	864
Mantillo					
MS (kg ha^{-1})	2.800	17.637	8.207	18.812	15.926

Monte: condición natural; ArciMaduro: Arcillo maduro; ArciJoven: Arcilloso Joven; AreMaduro: Arenoso Maduro; AreJoven: Arenoso Joven; MO: materia orgánica; pH; P Bray: fósforo extractable; Dap: densidad aparente; DAP: diámetro a la altura del pecho: Densidad: Densidad actual; MS: materia seca.

En sistemas de producción agrícolas, mediciones realizadas en la Pampa Semiárida (Manfredi, Córdoba) se observaron tasas medias de emisión en el rango de 6,31 a 64,53 µg $N\text{-}N_2O$ m^{-2} h^{-1} (Alvarez *et al*., 2012) mientras que en la Pampa Ondulada el rango hallado se encontró desde -15 hasta 314 µg $N\text{-}N_2O$ m^{-2} h^{-1} (Cosentino *et al*., 2013). Por lo tanto, las tasas observadas en los sistemas forestales evaluados son bajas y menores que las halladas en sistemas agrícolas de la región pampeana. La emisión en los sistemas evaluados estuvo relacionada con el contenido de humedad del suelo y el contenido de nitratos (Tabla 2).

Tabla 2: Valores r y P para correlaciones entre las emisiones de $N\text{-}N_2O$ y las variables evaluadas

$N\text{-}N_2O$ (µg m^{-2} h^{-1})		
	r	**P**
MO	0,264	0,0004
Dap/Porosidad total	-0,233	0,0018
Hg	0,260	0,0005
Hv	0,225	0,0026
$N\text{-}NO_3$	0,388	0,0000
EPSA	0,188	0,0122
Tasa CO_2	0,414	0,0000

$N\text{-}N_2O$ µg m^{-2} h^{-1}: tasa de emisión de óxido nitroso; MO: materia orgánica (%); Dap: densidad aparente (g cm^{-3}); Hg: humedad gravimétrica (%); Hv: humedad volumétrica (%); $N\text{-}NO_3$: nitratos (ppm); EPSA: espacio poroso saturado de agua (%); Tasa CO_2: tasa de emisión de dióxido de carbono ($C\text{-}CO_2$ ug m^{-2} h^{-1}).

Asimismo, se pudo ajustar un modelo (Ecuación 2) donde el nivel de $N\text{-}N_2O$ del suelo fue la variable que mejor explicó las tasas de emisión. Es probable que esta relación se deba a que el principal proceso generador de N_2O, la desnitrificación, se ve estimulado con la presencia de nitratos (Zumft, 1997). También, la presencia de nitratos inhibe la reducción del N_2O a dinitrógeno (N_2), estimulando las emisiones del primero (Weier, 1993).

$N\text{-}N_2O$ (µg m^{-2} h^{-1})= 0,433 + 0,763 $N\text{-}NO_3$ (ppm) R^2 = 0,151 Ecuación (2)

Donde: $N\text{-}N_2O$ µg m^{-2} h^{-1}: tasas de emisión de óxido nitroso; $N\text{-}NO_3$: nitratos (ppm)

Los resultados presentados constituyen las primeras evaluaciones de emisión de nitroso en sistemas forestales con bosques cultivados de la Mesopotamia argentina y pueden ser utilizados como valores de referencia o comparativos para nuevos estudios.

CONCLUSIONES

Las emisiones registradas son bajas a muy bajas independientemente del sistema con vegetación nativa o bosques cultivados o tipo de suelo. La variable edáfica que mejor explica las tasas de emisión fueron el contenido de nitratos del suelo.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue financiado por el Proyecto de Investigación Aplicada PIA 14085 (programa BID 2853/OC-AR). Agradecemos al Establecimiento El Potrero de San Lorenzo y a todo su personal por la colaboración recibida que permitieron y facilitaron nuestra tarea.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, C; A Costantini; CR Álvarez; BJ Alves; CP Jantalia; E Martellotto & SS Urquiaga. 2012. Soil nitrous oxide emissions under different management practices in the semiarid region of the Argentinian Pampas. Nutr. Cycl. Agroecosyst. 94: 209-220.
- Bernardi, M; M Priano; VS Fuse; ME Fernandez; J Gyenge; SA Guzman & MP Juliarena. 2017. Secuestro de metano y emisión de dióxido de carbono desde Suelos con diferentes usos en la región serrana bonaerense. AA 2017. III Congreso Nacional de Ciencia y tecnología Ambiental. Santa Fe, Argentina. 31 de julio al 3 de agosto de 2017.
- Brumme, R; W Borken & S Finke. 1999. Hierarchical control on nitrous oxide emission in forest ecosystems. Global Biogeochem. Cycl. 13: 1137–1148.
- Butterbach-Bahl, K; G Willibald; H Papen & R Gasche. 2002. Exchange of N-gases at the spruce and beech sites at the Hoglwald Forest – A summary. Plant Soil 240: 117–123.
- Ciais, P & CH Sabine. 2013. Carbon and other biogeochemical cycles. Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, eds Stocker TF, *et al*. (Cambridge Univ Press, New York), Pp 465–570.
- Ciampitti, IA; EA Ciarlo & ME Conti. 2008. Nitrous oxide emissions from soil during soybean [Glycine max (L.) Merrill] crop phonological stages and stubbles decomposition period. Biol. Fert. Soils 44: 581-588.
- Ciarlo, E; M Conti; N Bartoloni & G Rubio. 2007. The effect of moisture on nitrous oxide emissions from soil and the N2O/(N2O+N2) ratio under laboratory conditions. Biol. Fert. Soils 43: 675-681.
- Ciarlo E; M Conti; N Bartoloni & G Rubio. 2008. Soil N2O emissions and N2O/(N2O+N2) ratio as affected by different fertilization practices and soil moisture. Biol. Fert. Soils 44: 991-995.
- Collier, SM; MD Ruark; LG Oates; WE Jokela & CJ Dell. 2014. Measurement of Greenhouse Gas Flux from Agricultural Soils Using Static Chambers. J. Vis. Exp. 90, art nº: e52110.
- Conrad, R. 2002. Microbiological and biochemical background of production and consumption of NO and N2O in soil. En: Trace Gas Exchange in Forest Ecosystems, Gasche, R; H Papen & H Rennenberg, (Eds.) Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London p. 3–33.
- Cosentino, VRN; SA Figueiro Aureggui & MA Taboada. 2013. Hierarchy of factors driving N2O emissions in non-tilled soils under different crops. Europ. J. Soil Sci. 64: 550-557.
- Lal, R. 2004. Soil carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. Science. 304,1623
- Myhre, G; D Shindell; FM Bréon; W Collins; J Fuglestvedt; J Huang; D Koch; JF Lamarque; D Lee; B Mendoza; T Nakajima; A Robock; A Stephens; T Takemura & H Zhang. 2013. Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. En: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Stocker,T.F., *et al* (Eds.) Cambridge University Press, Cambridge, UK, NY, USA
- Negra, C; CC Sweedo; K Cavender-Bares & R O'Malley. 2008. Indicators of Carbon Storage in US Ecosystems: Baseline for terrestrial carbon accounting. J Environ Qual 37:1376-1382.
- Ontiveros, S; S Manrique & J Franco. 2016 .Flujos de metano (CH4) en Suelos forestales. Dinámica y relación con factores ambientales y edáficos. Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente Vol. 20, pp 06.59-06.70, 2016. ISSN 2314-1433 - Trabajo selecionado de Actas ASADES2016

- Picone, L; C Videla & H Echeverría. 2006. Emisiones de óxido nitroso en un cultivo de trigo. Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo XX. Suelos de la Región Andina, 19 al 22 de septiembre de 2006. Salta-Jujuy, Argentina.
- Videla, C; L Picone; E Zamuner & N Maceira. 2010. Emisiones de gases de efecto invernadero desde suelos en un sistema de engorde intensivo a corral. XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. 31 de mayo al 4 de junio de 2010, Rosario, Santa Fe, Argentina.
- Waterworth, R & GP Richards. 2008 Implementing Australian forest management practices into a full carbon accounting model. Forest Ecol. Manag. 255: 2434-2443.
- Weier, KL; JW Doran; JF Power & DT Walters. 1993. Denitrification and the dinitrogen/nitrous oxide ratio as affected by soil water, available carbon, and nitrate. Soil Sci. Soc. Am. J. 57: 66-72.
- Zumft, WG. 1997. Cell biology and molecular basis of denitrification. Microbiol. Mol. Biol. Rev. 61: 553-568.

C6P5. APLICACIÓN DE CAMA DE POLLO CON FINES AGRONÓMICOS EN UN SISTEMA SUELO CULTIVO DE MAÍZ

Amín, María S.; Degioanni, Américo y Chilano, Yanina.

Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. Ruta Nacional N° 36 km 601. Río Cuarto, Córdoba. Argentina. samin@ayv.unrc.edu.ar.

RESUMEN

En la provincia de Córdoba los sistemas intensivos y concentrados de producción animal deben presentar un Plan de Gestión Ambiental sobre el tratamiento de residuos, dicho plan permite el uso de residuos pecuarios con fines agronómicos. La cama de pollo presenta entre sus constituyentes elementos como nitrógeno y fósforo, dos macronutrientes esenciales en los cultivos agrícolas y su aplicación como enmienda orgánica ha dado resultados positivos en cuanto a rendimiento de cultivos y mejoras en las propiedades del suelo. Sin embargo no se conoce la capacidad de depuración del residuo que tienen los sistemas suelo-cultivo. Es necesario contar con mayor información sobre los efectos agronómicos y ambientales en diferentes condiciones. En tal sentido se propone realizar ensayos de aplicación de cama de pollo a diferentes sistemas suelo-cultivo. Durante la campaña 2016-2017 se realizó un ensayo comparando en un sistema suelo cultivo de maíz dos tratamientos: uno con aplicación de cama de pollo y el testigo sin aplicación. Los resultados arrojaron un aumento del 20% del rendimiento del cultivo con la aplicación de la cama de pollo con respecto al tratamiento testigo. En el suelo se produjeron aumentos en los contenidos de nitrógeno de nitratos en las primeras profundidades y de fósforo extractable mientras que el contenido de materia orgánica no se modificó al igual que el de nitrógeno de nitrato a mayor profundidad. Se comprobó que, si bien existe un aumento en el rendimiento del cultivo, éste no alcanza a absorber la cantidad de nitrógeno que se ofreció con la aplicación de cama de pollo, no obstante, no se detectó transferencia en profundidad de éste nutriente por lixiviación. Es necesario determinar otras trasferencias de nitrógeno en el sistema, tal como volatilización e incorporar en el análisis balances de nutrientes.

Palabras clave: Rendimiento, enmienda orgánica, depuración

INTRODUCCIÓN

En la provincia de Córdoba la Ley 9306 propone la regulación de los sistemas intensivos y concentrados de producción animal (SICPA), estableciendo mecanismos de seguimiento de las actividades que se vinculan a la gestión de los residuos para evitar efectos perjudiciales sobre el ambiente, esto se corresponde con establecer un Plan de Gestión Ambiental, que considere el uso de los residuos pecuarios con fines agronómicos. El impacto ambiental de los residuos ganaderos como la cama de pollo (CP) puede mitigarse si se utiliza como enmienda orgánica en la producción agrícola, siendo un importante recurso para la producción agropecuaria (de Battista & Arias, 2016; Réa & Ferrerb, 2016).

La respuesta del rendimiento de un cultivo al agregado de nutrientes como nitrógeno (N) y fósforo (P), representa la cantidad de ese nutriente que sale del sistema como producto cosechable y es una medida de la función de depuración de los mismos que pueden ser potencialmente contaminantes en otros compartimentos del ecosistema. De ésta manera, tales elementos al ser absorbidos por el cultivo pasan a formas inactivas y no se acumulan en el ecosistema. Por otro lado se ha determinado que el N de enmiendas orgánicas se recupera con menor eficiencia por los cultivos que el de origen mineral (Figueroa - Viramontes *et al.*, 2010), por lo tanto es necesario conocer el grado de recuperación de N y P, estableciendo límites para no sobrepasar la capacidad del sistema de depurar los constituyentes de los residuos, de incorporarlos al stock del suelo o bien al cultivo evitando su transferencia al agua subterránea o a la atmósfera.

En este contexto se desarrolla este trabajo a partir del uso de CP en un sistema suelo-cultivo para potenciar la función de producción utilizando el residuo como fertilizante orgánico por un lado y por otro, evaluar si el excedente de algunos elementos de su composición como el N o el P son retenidos en el suelo y no se transfieren a otro compartimento del ecosistema bajo formas químicas contaminantes, determinando así la función de depuración del sistema. Esta capacidad es afectada por múltiples factores, como las propiedades del suelo, las características del cultivo, de los abonos, de las condiciones ambientales y de las técnicas de manejo, en tal sentido la tasa de volatilización del N es afectada por una combinación de factores del suelo y meteorológicos (Reynolds & Wolf, 1987).

Esta investigación pretende contribuir al conocimiento de la función de depuración y producción de un sistema suelo-cultivo cuando se lo utiliza como receptor final de CP y propone realizar ensayos de aplicación con dosis variables de CP a distintos sistemas bajo diferentes condiciones durante una serie de años.

MATERIALES Y MÉTODOS

El primer ensayo se realizó en el campo experimental de la Universidad Nacional de Río Cuarto, en el sur de la provincia de Córdoba, aplicando CP en un Haplustol típico durante la campaña 2016 - 2017 donde se cultivó posteriormente maíz. Se compararon dos tratamientos, uno con aplicación al suelo de 26 tn ha^{-1} de CP y un testigo sin aplicación (T). Las parcelas experimentales fueron de 22 x 3,2 m. Para la evaluación de los efectos de la aplicación CP en el suelo se determinaron las siguientes propiedades: nitrógeno disponible ($N\text{-}NO^{-3}$) por el método colorimétrico del fenoldisulfónico (Keeney & Nelson, 1982) en diferentes profundidades de suelo (de 0 a 10, 10 a 20, 20 a 40, 40 a 60 y a los 100 cm) y solo en las dos primeras profundidades fósforo extractable (P) por método de Bray I (Page *et al.,* 1982), materia orgánica por el método de Walkley y Black (Nelson & Sommer, 1982). Como variable productiva se midió el rendimiento en grano del cultivo de maíz. El día 02/11/2016 se realizó un muestreo de suelo para conocer la situación inicial y corroborar la uniformidad del sitio de ensayo. El 3/11/2016 luego de 15 días de permanecer apilada y cubierta con un nylon evitando su humedecimiento, se aplicó la CP y se incorporó inmediatamente con rastra (15 cm de profundidad), realizando la remoción en ambos tratamientos. Se tomó una muestra de CP y se realizó el análisis de sus componentes y pH (Tabla 1). El día 24/11/2016 se sembró el maíz híbrido DK 72-10 a 52 cm de distancia entre líneas.

Tabla 1: Componentes y pH de la CP aplicada

Variables determinadas	Valor de la variable	Unidades
Materia seca	77,87	%
Materia orgánica total	60,13	%
Fósforo	1.960	ppm
Nitrógeno	3,15	%
pH	9,85	upH

La determinación del rendimiento fue manual, recolectando las espigas en 3 surcos apareados para cada de los tratamientos en el estado fenológico de madurez fisiológica, luego se pesando los granos de éstas espigas y realizando la corrección por humedad (14 %) se determinó el rendimiento de granos en kg ha^{-1}.

El procesamiento de datos fue mediante análisis de la varianza y test de Tukey (Alfa=0,05) utilizando el programa estadístico InfoStat, 2011 (Di Renzo *et al.*, 2011).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El rendimiento en grano obtenido por tratamiento varió entre un máximo de 8713,45 kg ha^{-1} en el tratamiento CP y un mínimo de 7274,11 kg ha^{-1} en el tratamiento T, siendo ésta diferencia estadísticamente significativa (Figura 1).

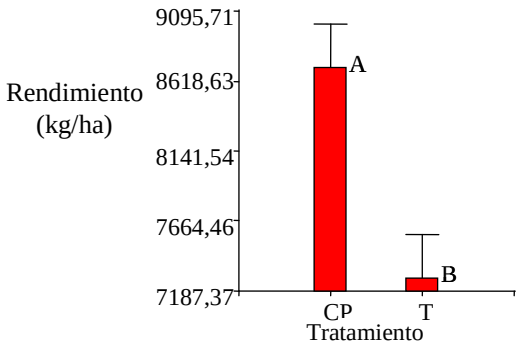


Figura 1: Rendimientos en granos de cada tratamiento. Letras iguales no presentan diferencias significativas (Tukey, α= 0,05). Las barras indican el valor del error estándar de las medias.

Si bien el rendimiento del tratamiento con aplicación de CP fue de un 20% superior al del tratamiento T, la cantidad de N absorbido (190 kg) es mucho menor a la cantidad de N ofrecida con la dosis aplicada de CP (700 kg).

Los valores porcentuales del contenidos de materia orgánica del suelo (MOS) de cada tratamiento en el horizonte A, medidos al finalizar el ciclo del ensayo, no presentaron diferencias significativas para ninguna de los dos primeros horizontes (0-10 y 10-20 cm). En la Tabla 2 se presentan los contenidos de materia orgánica y el análisis estadístico correspondiente para dos profundidades de los horizontes superiores (A1 y A2).

Tabla 2: Contenido de MOS (%) en los dos primeros horizontes al finalizar el de ensayo

	Horizontes-Profundidades (cm)			
	A1 (0-10)		**A2 (10-20)**	
Tratamiento	**MOS (%)**	**DS**	**MOS (%)**	**DS**
CP	2,61	A	2,10	A
T	2,58	A	2,04	A

MOS: Materia orgánica del suelo; DS: Diferencia Significativa
Letras iguales no presentan diferencias significativas (Tukey, α= 0,05,)

Los valores de $N\text{-}NO_3^-$ medidos al cumplirse un año de ensayo (noviembre 2017) presentaron diferencias significativas entre tratamientos en las tres primeras profundidades de suelo medidas (Horizonte A1, A2 y Bw), es decir hasta los 40 cm, mientras que a mayor profundidad no se encontraron diferencias (Tabla 3).

Tabla 3: Contenidos medios de $N\text{-}NO_3^-$ finales en el ensayo en los distintos horizontes y profundidades del suelo

	Horizontes y Profundidades (cm)									
	A1 (0-10)		**A2 (10-20)**		**Bw (20-40)**		**40-60**		**100**	
Tratamiento	**$N\text{-}NO^{-3}$ (ppm)**	**DS**	**$N\text{-}NO^{-3}$ (ppm)**	**DS**	**$N\text{-}NO^{-3}$ (ppm)**	**DS**	**$N\text{-}NO^{-3}$ (ppm)**	**DS**	**$N\text{-}NO^{-3}$ (ppm)**	**DS**
CP	11,14	A	7,77	A	3,42	A	2,04	A	0,90	A
T	3,61	B	1,70	B	1,74	B	0,57	A	0,85	A

$N\text{-}NO^{-3}$: Nitrógeno de nitratos, DS: Diferencia Significativa
Letras iguales no presentan diferencias significativas (Tukey, α= 0,05,)

El bajo contenido de $N\text{-}NO_3^-$ a profundidades mayores sin presentar DS entre tratamientos permite estimar que la aplicación de CP no aumentó la lixiviación de N, existe una transferencia de éste elemento en pequeñas cantidades que se considera de bajo riesgo de contaminación (Delgado *et al.*, 2008).

El contenido final de fósforo disponible mostró DS entre los tratamientos solo hasta los 10 cm de profundidad, aunque se registraron altos valores en relación a los requerimientos de los cultivos de la zona en las dos profundidades medidas y para los dos tratamientos (Tabla 4).

Tabla 4: Contenido de P disponible en el horizonte A1 y A2 al finalizar el ensayo

	Horizontes y Profundidades (cm)			
	A1 (0-10)		A2 (10-20)	
Tratamiento	P (ppm)	DS	P (ppm)	DS
CP	92,7	A	85,7	A
T	80,0	B	76,7	A

P: Fósforo extractable, DS: Diferencia Significativa
Letras iguales no presentan diferencias significativas (Tukey, α= 0,05,)

CONCLUSIONES

Se comprobó que si bien existe un aumento en el rendimiento del cultivo, no es suficiente para depurar por absorción la cantidad de nutrientes que se ofreció con la aplicación de la CP. El aumento del contenido de N y P en el suelo representa el efecto residual de ésta práctica, lo que significa una fuente de nutrientes para los cultivos posteriores, pero también un mayor riesgo de contaminación ambiental si se acumulan estos nutrientes en el sistema sobrepasando la capacidad depuradora del mismo. Por otro lado es importante destacar que no se detectaron transferencias por lixiviación de N, aunque es posible que gran parte de éste nutriente se transfiera a la atmósfera por volatilización. Se requiere seguir evaluando posibles efectos negativos como la alcalinización y salinización del suelo con repetidas aplicaciones de CP dado su elevado valor de pH, también realizar balances de nutrientes e incorporar medición de las transferencias de elementos químicos a la atmósfera en diferentes sistemas suelos cultivos.

BIBLIOGRAFÍA

- De Battista, JJ & N Arias. 2016. Utilización de la cama de pollo como fertilizante en cultivos anuales, en suelos Vertisoles de Entre Ríos. *Cama de pollo en Entre Ríos*, 70.
- Delgado, JA, M Shaffer, C Hu, R Lavado, J Cueto-Wong, P Joosse & X Li. 2008. An index approach to assess nitrogen losses to the environment. Ecol. Eng. 32 (2): 108-120.
- Di Rienzo JA, F Casanoves, MG Balzarini, L Gonzalez, M Tablada & CW Robledo. 2011. InfoStat versión 2011. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL http://www.infostat.com.ar
- Figueroa-Viramontes, U, JA Cueto-Wong, JA Delgado, G Núñez-Hernández, DG Reta-Sánchez, HM Quiroga-Garza, R Faz-Contreras & JL Márquez-Rojas. 2010. Dairy manure on yield and apparent nitrogen recovery in silage corn. Terra Latinoam. 28 (4): 361-369.
- Keeney, DR & DW Nelsol. 1982. Nitrogen, en Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and Microbiological properties. Agronomy monographis Nº 9, Second edition, pp 643- 693 ASA. ASSA.
- Nelson DW & LE Sommers. 1982. Total carbon, Organic carbon and Organic Matter in A. Klute (ed.) Methods of soil analysis Chemical and Microbiological Properties Part 2. ed Agron. Monogr. 9. ASA, pp. 539-577.
- Page, AL. 1982. Methods of soil analisis Part 1 Number 9. American Society of Agronomy, Inc. Sail Science Society of American, Inc. Segunda edición. Madison, Wisconsis. USA. 1159 p.
- Réa, AE & JL Ferrerb. 2016. Utilización de cama de pollo como fertilizante de pasturas y verdeos en Vertisoles de Entre Ríos. *Cama de pollo en Entre Ríos*, 61.
- Reynolds, CM & DC Wolf. 1987. Effect of soil moisture and air relative humidity on ammonia volatilization from surface-applied urea. Soil Sci. 143 (2): 144-152.

C6P6. EFECTO DE LA MEZCLA DE CULTIVOS DE COBERTURA SOBRE LAS EMISIONES DE N_2O EN SISTEMAS AGRÍCOLAS

Azich, Pablo E.[1]; Restovich, Silvina B.[2*]; Vangeli, Sebastian[3,4]; Posse, Gabriela[3]; Camarasa, Jonatan N.[1,2] y Dalpiaz, María J.[2]

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Buenos Aires Norte; [2]Estación Experimental Agropecuaria Pergamino, INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria). Ruta 32 km 4.5, 2700 Pergamino, Buenos Aires, Argentina.[3]INTA, Instituto de Clima y Agua. CIRN, CNIA, INTA Castelar; [4] Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Cátedra de Manejo y Conservación de Suelos. restovich.silvina@inta.gob.ar

RESUMEN

A nivel mundial, los sistemas agrícolas se enfrentan a muchos desafíos. Uno de ellos es aumentar la producción de alimentos reduciendo los efectos nocivos sobre el medio ambiente mitigando el cambio climático a través de prácticas sustentables. Entre las opciones disponibles, el uso de mezclas de leguminosas y gramíneas como cultivo de cobertura (CC) permite reducir el uso de fertilizantes nitrogenados sintéticos, la lixiviación de nitratos y reciclar nutrientes. Sin embargo, el efecto de este manejo sobre las emisiones de óxido nitroso (N_2O) sigue siendo incierto. En este trabajo evaluamos el impacto de la utilización de una leguminosa como CC combinada con una gramínea como antecesoras de maíz bajo siembra directa sobre las emisiones de N_2O. Se utilizó un ensayo de larga duración ubicado en la EEA Pergamino. Se seleccionaron los tratamientos con: avena-vicia y maíz fertilizado con nitrógeno (N), avena-vicia y maíz no fertilizado con N y testigo (sin CC) con maíz fertilizado. La fertilización del maíz es de 32 kg N ha^{-1} entre V_5-V_6. Se midió la emisión de N_2O a través de cámaras estáticas con ventilación después de la siembra de maíz (2 momentos) y luego de la fertilización nitrogenada del maíz (3 momentos). Se midió la temperatura y humedad adyacentes a cada cámara y el contenido de nitratos y amonio en cada parcela. Los resultados muestran que durante todo el periodo evaluado el suelo con la secuencia avena-vicia como antecesor de maíz, independientemente de la fertilización, emitió más N_2O que el control (218 vs 48 gN-N_2O m^{-2} h^{-1}). Se observó una alta correlación positiva entre el N_2O y los poros llenos de agua, indicando que niveles altos de humedad tienden a aumentar las emisiones de N_2O. La emisión de N_2O no correlacionó con el contenido de nitratos, pero sí con el amonio. Después de la siembra de maíz y en condiciones de suelo húmedo se registró la mayor emisión de N_2O, la cual coincidió con la máxima diferencia entre parcelas de avena-vicia y el control (799 vs 84 μgN-N_2O m^{-2} h^{-1}). La presencia de la leguminosa incorpora N extra al sistema e incrementa la cantidad de nitratos susceptibles a desnitrificarse. Luego de 10 años de incluir avena-vicia en la secuencia soja-maíz, se generaron incrementos > 20 % en C y N orgánico del suelo en comparación con el testigo, indicando que la presencia de leguminosa como CC aporta N al sistema que, si bien puede favorecer pérdidas a la atmósfera, también podría contribuir a su mitigación a través del secuestro de C y N en el suelo. Por lo tanto, las prácticas agronómicas que incluyan mezclas de leguminosas y gramíneas como cobertura, podrían tener un efecto limitado sobre el impacto de las emisiones de N_2O teniendo en cuenta que su adopción puede considerarse en función de otros beneficios como el aumento de las reservas de materia orgánica del suelo mitigando el cambio climático.

Palabras claves: óxido nitroso, cultivos de cobertura, leguminosa

C6P7. CAMA PROFUNDA EN PRODUCCIÓN PORCINA: EFECTO SOBRE PROPIEDADES DEL SUELO

Banegas, Natalia[1,2]; Viruel, Emilce[2]; Bottegal, Diego[2]; Garrappa, Gabriela [2]; Zimerman, María[2] y Maza, Marianela[3] .

[1]Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucumán. Avenida Roca 1900. San Miguel de Tucumán (4000), Argentina. [2]INTA-Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido (IIACS-CIAP). Leales (CP 4113), Tucumán - Argentina. [3]CONICET-Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido (IIACS-CIAP, INTA). Leales (CP 4113), Tucumán - Argentina.
banegas.natalia@inta.gob.ar

RESUMEN

El sistema de cama profunda se emplea en la producción porcina a pequeña escala basándose en tres premisas básicas: ambiente, costos y bienestar animal. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto del establecimiento del sistema de producción de cerdos en cama profunda sobre variables de suelo. El ensayo se desarrolló en el Instituto de Investigación Animal del Chaco Semiárido (IIACS-CIAP-INTA), Leales, Tucumán. Se trabajó con cerdos de razas hibridas que ingresaron al ensayo en el mes de septiembre de 2015 con un peso vivo promedio de 8,7 kg y 29 días de vida. Se alojaron en un galpón techado de 8 x 12 m, de estructura metálica dividido longitudinalmente en dos piquetes de 48 m^2 cada uno (unidad experimental), de piso de tierra cubierto con rollo de *Chloris Gayana* cv. Finecut como material de cama, de 0,20 m de altura y asignando una superficie de 2,5 m^2/animal. Se consideró concluido el proceso de engorde cuando los animales alcanzaron un peso vivo promedio entre 95 y 105 kg. El muestreo de suelo se realizó en tres momentos: antes del ingreso de los animales (1M), a mediados del proceso productivo (2M) y después de retirar los animales (3M) a distintas profundidades 0 - 20, 20 - 40 y 40 - 60 cm. Se determinó pH; conductividad eléctrica (CE); carbono orgánico (CO); nitrógeno total (Nt); fósforo; nitrato y respiración edáfica (RE). No se observaron diferencias significativas en los valores de pH en las diferentes fechas de muestreo. En CE, los valores obtenidos en el 2M y 3M fueron 6 veces superiores con respecto al 1M para la profundidad 0-20 cm. A partir de lo 20-40 cm, el incremento fue el doble para el 2M y 3M. El contenido de CO y Nt también mostró un aumento a partir del 2M en los estratos superiores respecto al primer muestreo. En P, a los 40-60 cm de profundidad se evidenció una tendencia a incrementar su contenido lo que sugeriría su migración desde la superficie hacia estratos más profundos. El contenido de $N\text{-}NO_3^-$ se incrementó significativamente en el 2M y 3M con respecto al momento inicial, mostrando una distribución estratificada. La RE presentó una distribución estratificada en todas las fechas de muestreo, no registrándose diferencias entre momentos de muestreo. La implementación del sistema de cama profunda provocó un incremento significativo en los valores de CO, Nt, $N\text{-}NO_3^-$, RE, CE y P. Es de particular interés el aumento registrado en variables asociadas a la contaminación de aguas profundas ($N\text{-}NO_3^-$ y P) y a la salinización del suelo (CE). Dada la potencialidad de expansión del sistema de cama profunda, de los resultados obtenidos en este estudio y la ausencia de antecedentes previos en la región, surge la necesidad de continuar evaluando el impacto sobre estos parámetros a largo plazo.

Palabras clave: conductividad eléctrica, nitrato, cerdos

C6P8. VARIABILIDAD ESPACIAL DE LA CAPACIDAD DE ADSORCIÓN DE GLIFOSATO EN SUELOS DE CÓRDOBA

Becerra, M. Alejandro[1,2]; Hang, Susana[1] y Rampoldi, E. Ariel[1].

[1]Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba. Ing. Agr. Félix Aldo Marrone 746 - Ciudad Universitaria. Córdoba. Argentina. [2]Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. RN 36 km 601. Río Cuarto. Argentina. mabecerra@agro.unc.edu.ar

RESUMEN

El objetivo de este estudio fue determinar la variabilidad espacial de la capacidad de adsorción de glifosato de los suelos de Córdoba y su relación con otras propiedades edáficas de más fácil medición. Motivó este estudio el hecho que el uso de glifosato se ha multiplicado en Argentina de la mano de la adopción masiva de la siembra directa y el uso de cultivos transgénicos resistentes a este herbicida. Particularmente en aplicaciones presiembra una proporción del herbicida alcanza el suelo donde se regula, en parte, su destino en el ambiente. La retención -principalmente por adsorción a coloides- regula la disponibilidad en el suelo de los compuestos químicos. La fracción de glifosato no adsorbida queda en la solución del suelo, y constituye un riesgo potencial de contaminación. Conocer la variabilidad espacial de la capacidad del suelo de adsorber glifosato significa un avance en la identificación de zonas vulnerables a la contaminación. Se tomaron 92 muestras de suelo distribuidas por toda la provincia de Córdoba. Se determinó la capacidad de adsorción de glifosato por HPLC a través del cálculo del índice Kd, que cuantifica la cantidad de herbicida adsorbido en la fase sólida en relación al remanente en la solución de suelo. También se determinó: CO, fracciones granulométricas (ARE-LIM-ARC), CIC, P Bray, óxidos de Fe y Al (Fe_{ox} y Al_{ox}), bases de intercambio, pH y CE, micronutrientes (Cu, Zn, Mn, Fe) y constantes hídricas (CC y CMP). Los valores de Kd estuvieron en el rango 0,9 – 204,7 L kg^{-1}, con un promedio de 34 L kg^{-1}. El análisis de correlación entre el Kd y las restantes propiedades mostró las correlaciones más fuertes con las fracciones granulométricas, CC y CIC, siendo positivas en todos los casos a excepción de la arena. En un segundo orden de importancia se encuentran Al_{ox}, CMP y Mn. Estos resultados concuerdan con los comúnmente reportados acerca de la importancia de las arcillas y la CIC como los determinantes de la adsorción del glifosato. Se utilizaron métodos geoestadísticos para mapear la distribución espacial del Kd del glifosato en la provincia de Córdoba. El patrón de distribución muestra los valores más bajos en toda la franja Oeste –suelos de textura más gruesa- y los valores más altos en la zona serrana y en la Pampa Ondulada (SE) principalmente asociado a los mayores contenidos de arcilla y limo. Este estudio supone un avance en la determinación de zonas de mayor vulnerabilidad ambiental ante el uso de glifosato ya que brinda información útil para aplicar modelos de simulación. Aún debe complementarse con estudios de transporte de agua y sedimentos y estudios de degradación para evaluar el destino final del herbicida en diferentes ambientes y situaciones de manejo.

Palabras clave: adsorción, índices de retención Kd, riesgo de contaminación

C6P9. DEGRADACIÓN COMPARATIVA DE PLAGUICIDAS EN SUELOS CON DIFERENTE HISTORIA DE USO DEL CINTURÓN HORTÍCOLA DE LA PLATA

Cabrera, Sonia M.; Zubillaga, Marta S. y Montserrat, Javier M.

Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Av. San Martin 4453, Buenos Aires, Argentina. scabrera@agro.uba.ar

RESUMEN

La zona hortícola del Gran La Plata tiene antecedentes de uso intensivo de insecticidas. La cercanía a centros urbanos y la movilidad de estos compuestos hacen que sea relevante estudiar su dinámica en suelos y evaluar posiblesvías de mitigación. En este trabajo se investigó el rol de la atenuación natural en suelos hortícolas de la zona mediante un ensayo en microcosmos con suelos provenientes de los siguientes sistemas productivos: hortícola convencional (SH), hortícola con 25 años de producción orgánica (SA), pastizal de uso recreativo (SR) y un tratamiento con suelo estéril (SHE), como control negativo. Cada microcosmos de suelo recibió dosis iguales de clorpirifós y endosulfán (ambos insecticidas) y se los incubó en oscuridad, a 25 ºC durante 120 días. El análisis de los plaguicidas se realizó por cromatografía gaseosa. Además se midió respiración edáfica y actividad deshidrogenasa. Se obtuvieron curvas de degradación compatible con cinéticas de primer orden, excepto en el control negativo donde la concentración de plaguicidas fue constante. Para el caso del clorpirifós, en SH la degradación fue más rápida en los 15 primeros días lo cual resultó en una menor vida media respecto a SA y SR que fueron similares entre sí. La vida media del endosulfán no presento diferencias significativas, pero en los últimos puntos temporales la menor concentración se halló en SA y SR. Las propiedades bioquímicas determinadas fueron afectadas por el tipo de suelo, siendo para la respiración basal SH>SA>SR y SR>SH>SA para la actividad deshidrogenasa. De estos experimentos es posible concluir que la biodegradación es el factor responsable de la atenuación natural de estos plaguicidas. Con estos datos se evaluaran técnicas de biorremediación de suelos hortícolas impactados con estos plaguicidas.

Palabras claves: insecticidas organoclorados, biorremediación, atenuación natural.

INTRODUCCIÓN

La contaminación del suelo con plaguicidas es un problema relevante desde las perspectivas ambiental, socio-político y de la salud de la población, con especial impacto en los derechos humanos (Comisión Europea, 2006; USGS, 2015). En la Provincia de Buenos Aires la horticultura distribuida en forma de “cinturones” que rodean los centros urbanos más importantes se basa en el cultivo intensivo de productos con alto uso de plaguicidas y desinfectantes de suelo en combinaciones múltiples (Feito, 2013, Souza Casadinho & Bocero, 2008). La zona de La Plata y partidos aledaños, en donde esta actividad es histórica, ha sido calificada en un informe técnico de la Defensoría del Pueblo como uno de los partidos con mayor índice de peligrosidad total como consecuencia de la cantidad y la toxicidad de los plaguicidas aplicados(Defensor del Pueblo Prov. Bs. As., 2015).

Según CASAFE (2012) entre 2002 y el 2012, el clorpirifós y endosulfán fueron dos de los tres insecticidas más usados en la Argentina y también son los más comúnmente detectados en estudios de persistencia y migración a nivel global (Jergentz *et al.*, 2005, Hageman *et al*., 2006). El clorpirifós es un insecticida organofosforado tóxico para aves, mamíferos y un posible carcinogénico (ATSDR, 2010). Hay un amplio rango de vidas medias reportado en la literatura para su persistencia en el suelo, que va de unos pocos días hasta cuatro años, dependiendo de la dosis de aplicación, el tipo de ecosistema y factores ambientales diversos (Gebremariam *et al.* 2012). Recientemente, la Unión Europea restringió su uso a una menor cantidad de cultivos y disminuyó el límite máximo de residuos en productos para el consumo (Comisión Europea 2016). El endosulfán es una molécula bicíclica clorada incluida en la lista de Compuestos Orgánicos Persistentes del Convenio de Estocolmo (UNEP/AMAP, 2011). Es extremadamente tóxico para la biota acuática (Jones *et al*., 2016) y hay evidencias de toxicidad gonadal en mamíferos (Sinha *et al*., 1997), genotoxicidad (Chaudhuri *et al.*, 1999), y neurotoxicidad (Pual & Balasubramaniam, 1997). Su persistencia es variable y depende de múltiples factores pero se han registrado tiempos de vida media entre 60-800 días (Rao & Murty 1980).Ambos han sido encontrados en nieve y en lagos del Ártico (Muir et al. 2007), en aguas superficiales y sedimentos de ríos (Jergentz *et al*.,

2005; Marino & Ronco, 2005; Miglioranza *et al.*, 2013), en la atmósfera (Astoviza *et al*., 2016), lo cual demuestra su movilidad y persistencia.

La necesidad de investigar el destino de estos insecticidas y cómo minimizar su impacto se debe a que estos compuestos persistentes, tóxicos y móvilesfueron detectados en agua subterránea de los acuíferos Puelche y Pampeano en el Área Metropolitana de Buenos Aires (Acumar, 2009). Esto indica una migración desde el suelo a los acuíferos, situación que se agrava al reconocer que son fuente de agua de consumo de 3,3 millones de habitantes que aún no tienen servicio de red (CELS 2009). La escasa bibliografía a nivel local está enfocada en la detección de estos xenobióticos en distintos compartimentos ambientales (De Gerónimo *et al*., 2014; Tombesi, 2014; Silva Barni *et al*., 2016) o en la toxicología de los mismos (Mugni, *et al*., 2011), existiendo una escasa literatura sobre la mitigación de sus impactos. La estrategia para remediar esos suelos debe tener en cuenta tanto los costos como la factibilidad. Los métodos físicos, como la pirólisis o el traslado a rellenos de seguridad, no son compatibles en este contexto porque, entre otros aspectos, producen daños irreversibles sobre esta matriz y el ambiente. Es por esta razón que debería prestarse atención y dirigir esfuerzos hacia el desarrollo de métodos biológicos más amigables con el ambiente, que permitan remover contaminantesorgánicos*in situ* y sean compatibles con la actividad hortícola.

La biorremediación, en este sentido, es una técnica que aprovecha la capacidad de los microorganismos del suelo para degradar contaminantes, en este caso plaguicidas. La biodegradación por parte de los microorganismos nativos del suelo a través de complejas y efectivas rutas metabólicas es parte del fenómeno conocido como atenuación natural. Hay otros factores que afectan la estabilidad del compuesto, como las características químicas del plaguicida, las condiciones ambientales como: temperatura, pH, textura del suelo, contenido de materia orgánica, humedad, potencial redox, entre otros (Jaiswal & Verna, 2017). Estas condiciones sitio-especificas deben ser tenidas en cuenta para que el proceso de biorremediación sea exitoso.

El primer objetivo de este trabajo fue estudiarla degradación de estos plaguicidas en un suelo hortícola tradicional y evaluar en qué proporción la degradación microbiana participa de la atenuación natural. Un segundo objetivo fue conocer y comparar tasas de degradación de estos mismos plaguicidas en un suelo hortícola sin historia de uso de plaguicidas y un pastizal no intervenido. Se espera que los resultados obtenidos sirvan como base para futuros estudios de biorremediación con suelos de la zona.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó un ensayo en microcosmos con suelo proveniente de la zona hortícola platense (abarcando los partidos de Florencio Varela y La Plata) pero con tres historias de uso diferentes: un establecimiento hortícola con 25 años de producción orgánica (SA), suelo de un establecimiento hortícola convencional (SH) con 20 años de producción, historia de uso de endosulfán y actual aplicación de clorpirifós; y de una pastura de uso recreativo del Parque Pereyra Iraola tomado como suelo de referencia (SR). El suelo se tomó de los primeros 20 cm de profundidad, se secó al aire y se lo pasó por malla de 2 mm. Los tratamientos se definieron según su historia de uso y además un control negativo (SHE), que consistió en suelo de SH esterilizado durante una hora en autoclave por tres días consecutivos, en cuyos intervalos se mantuvo a temperatura ambiente. Cada uno de los suelos fue distribuido en porciones de 100 g en frascos de vidrio con tapa por triplicado para cada tiempo de observación (4 tratamientos x 3 réplicas x 7 tiempos de observación). Luego de una pre incubación a 25 ºC a todos los frascos se les aplicó la misma concentración inicial de una solución de los formulados comerciales de clorpirifós (Lorsban® 48%p/v, Dow AgroSciences) y endosulfán (Thionex® EC, 35%p/v, Makhteshim) según la dosis máxima recomendada por sus fabricantes: 5 y 3 L/ha respectivamente. Además hubo nueve frascos adicionales que fueron los controles sin contaminar de SR, SH y SA cuyo propósito fue conocer concentraciones iniciales de plaguicidas presentes en esos suelos y contrastar la respuesta de los microorganismos pre y post aplicación. Todos los frascos se mantuvieron húmedos al 30-40% de su capacidad de campo con agua destilada y esterilizada, las condiciones de incubación fueron oscuridad y 25 ºC por 120 días. En cada fecha de observación se homogenizó el contenido total de cada frasco y por cuarteo se llegó a una submuestra de (4 ± 0,03) g para el estudio de plaguicidas, una submuestra de 40 g para respiración basal inmediata, el resto se lo conservó a -20 °C para posterior análisis.

Para la extracción de residuos de plaguicidas se utilizó una mezcla de acetona y ciclohexano pre-destilados (1:1) en una proporción suelo:solvente 1:2, combinando la utilización de baño ultrasonido y agitación mecánica. Esta suspensión se filtró a través de una columna empaquetada con 1 g de sílicagel 60 para columnas cromatográficas y 0,5 g

de sulfato de sodio en la parte superior. El análisis por cromatografía gaseosa se realizó según Querejeta *et al.* (2014) en un cromatógrafo gaseoso con detector de captura de electrones (Perkin Elmer, USA). El contenido de nitrógeno total se cuantificó según ISO 11261 (1995), pH (1:2,5 en agua destilada), conductividad eléctrica, capacidad de intercambio catiónico por desplazamiento con cloruro de bario y cuantificación de cationes intercambiables por absorción atómica y/o fotometría según cada caso. El análisis textural se realizó por el método de Bouyoucos. La respiración basal microbiana se midió incubando 25 g de suelo y usando trampa álcali (NaOH 0,1M) en frascos cerrados. Transcurridas 24 horas, se tituló la solución contenida en el vaso con HCl 0,1M (Isermeyer 1952 modificado). La actividad enzimática deshidrogenasa (ADH) se determinó para cuatro fechas, incubando suelo en presencia de un aceptor de electrones artificial, el trifeniltetrazolio (TTC), y se cuantificó su producto de reducción, el trifenilformazán (TFF) por espectrofotometría (Alef 1995). Las curvas de degradación de los plaguicidas se analizaron con el programa GraphPad Prism© versión 6.01.Estas funciones exponenciales decrecientes permiten calcular el tiempo de vida media de estos plaguicidas. La vida media λ se calculó como: $\lambda = \frac{ln2}{k}$ y se expresó en días. Para poder comparar las vidas medias se normalizaron las curvas y se trabajó con la variable "% de recuperación relativa" que se obtiene calculando la concentración de plaguicida a un tiempo t, dividirlo por la concentración de ese plaguicida en t inicial y multiplicar por cien, para cada tratamiento. Los análisis de varianza (ANOVA) correspondientes y el test de comparaciones múltiples LSD de Fisher se realizaron con el programa Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2014).Todos los datos y modelos fueron testeados por medio de herramientas gráficas para evaluar presencia de "outliers", normalidad y homogeneidad de varianzas. Para los datos de actividad ADH se realizó una transformación de variable.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La caracterización del suelo empleado se muestra en la tabla 1.

Tabla 1. Características fisicoquímicas del suelo empleado en el experimento.

	CI (meq/100gr)									Textura (%)			
Suelo	CIC[1]	Ca	Mg	K	Na	PSI (%)	pH	COT (%)	N total (%)	Arena	Limo	Arcilla	Clase Textural[2]
SH	16,8	11,89	3,1	2,67	0,79	4,7	6,8	2,04	0,23	33	46,64	20,36	F
SA	19,9	15,45	2,37	1,08	0,91	4,6	7,78	1,35	0,13	29	30,64	40,36	A
SR	11,53	5,94	2,02	1,12	0,38	4,25	6,52	3,00	0,19	17,33	58,50	24,17	FL

[1] CIC: Capacidad de intercambio catiónico (meq/100gr); CI: Cationes intercambiables; PSI: porcentaje de sodio intercambiable; COT: carbono orgánico total; C/N: relación carbono/nitrógeno.[2] F: franco; A: arcilloso; FL: franco limoso

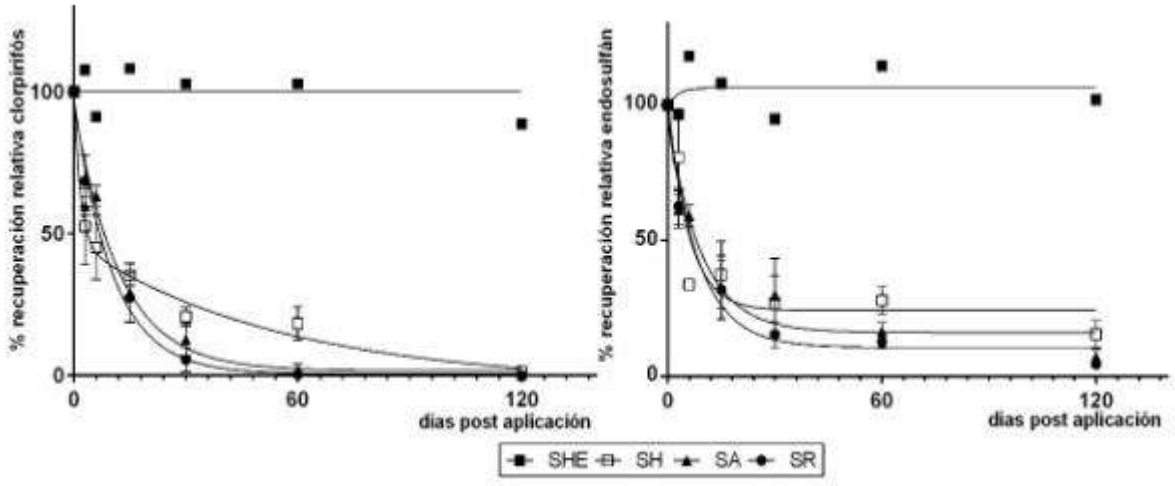


Figura 1: curvas de degradación de clorpirifos y endosulfán. Se grafican las medias de 3 observaciones y la función de ajuste exponencial decreciente para todos los tratamientos. She: suelo de huerta estéril; sh: suelo hortícola convencional; sa: suelo hortícola de producción orgánica; sr: suelo de un pastizal de uso recreativo.

En la Fig. 1 se muestran las curvas de degradación de estos plaguicidas para los distintos tratamientos. En ambos la concentración inicial en SHE se mantuvo estadísticamente igual hasta el final del ensayo y en el resto de los tratamientos la degradación se ajustó a un modelo cinético de primer orden($Ct = C0 * e^{-kt}$), en donde C_t es la concentración del plaguicida a *t* días post aplicación, C_0 es la concentración inicial, *k* es tasa de degradación (constante) y *t* días post aplicación. Con excepción del suelo estéril (SHE) cuyo valor de ajuste es razonablemente cercano a cero ya que no hubo degradación, el resto de los tratamientos tuvieron buenos ajustes y los valores de R^2 se muestran en la tabla 2. El clorpirifos en SH tiene una rápida degradación inicial hasta los primeros 10 días del ensayo, luego la tasa disminuye y la pendiente es menor incluso que en SA y SR. Para estos últimos, las curvas son similares entre sí y el clorpirifos alcanza valores inferiores al límite de detección a los 60 días luego de la aplicación. Respecto al endosulfán no se hallaron diferencias significativas en cuanto a su vida media pero se puede ver como a los 60 y 120 la concentración en SR y SA fue menor que en SH ($p<0,05$).

Tabla 2: Datos cinéticos de las curvas de degradación. Los valores representan medias (n=3). Dentro de cada columna, medias con una letra en común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

	R^2Clorpirifós	**Vida media** Clorpirifós	**R^2**Endosulfán	**Vida media** Endosulfán
SHE	0,16	224,10	0,0005	2110,41
SH	0,87	3,87[a]	0,74	4,06[a]
SA	0,89	8,38[b]	0,87	6,58[a]
SR	0,85	12,04[b]	0,86	6.15[a]

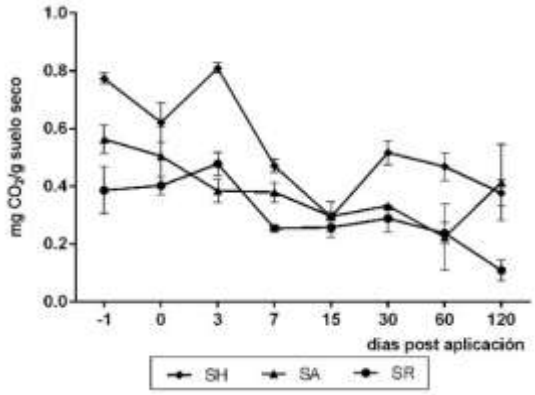


Figura 2: Evolución de la respiración basal (media ± desvío estándar, n = 3) en suelo. el tiempo -1 corresponde a la situación previa aplicación.

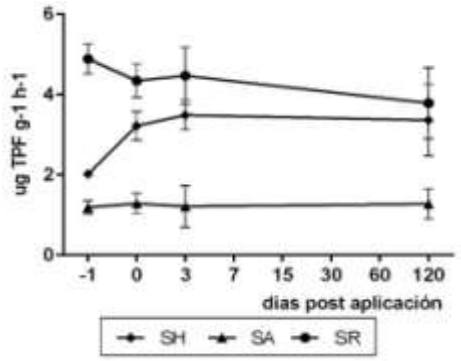


Figura 3: Evolución de la actividad deshidrogenasa en suelo (media ± desvío estándar, n = 3)

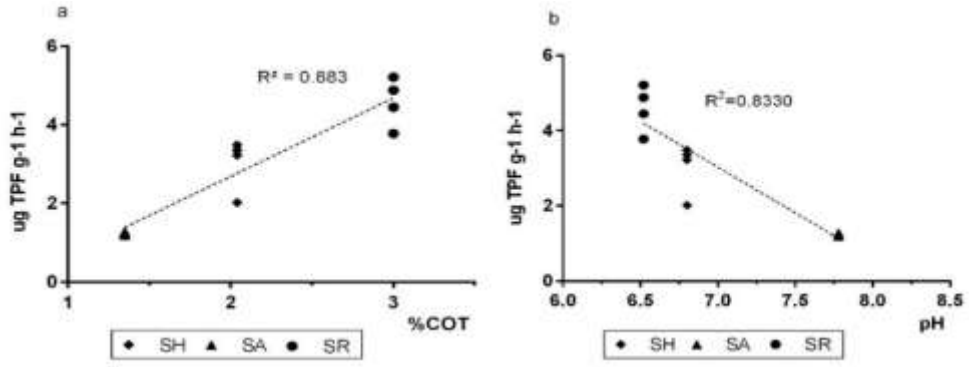


Figura 4: Relación entre actividad deshidrogenasa y a) %COT, b) pH. Cada punto representa la media de 3 réplicas.

En cuanto a las variables bioquímicas medidas, la respiración basal media se ordenó de la siguiente manera SH>SA>SR (LSD Fischer: $p < 0,05$). En la figura 2 se presentan los resultados para cada fecha de observación. SH fue el único tratamiento donde se observó disminución de la respiración luego de la aplicación de los plaguicidas y luego de tres días se recuperó volviendo a su valor inicial. Estas mayores tasas de respiración inicial (0,3,7 días) coinciden con el periodo de mayor biodegradación de los plaguicidas y en general la respiración edáfica resultó inversamente proporcional a la vida media de los plaguicidas para los tres suelos. La actividad deshidrogenasa presentó diferencias ($p<0.0001$) según tipo de suelo (Fig. 3) quedando ordenados de la siguiente manera: SR>SH>SA (LSD Fischer: $p < 0,05$). SH fue el único tratamiento en donde se observó un aumento posterior a la aplicación y luego no varió en las siguientes fechas de observación. Tanto en SR como en SA los niveles de actividad no variaron respecto a la situación sin contaminar. Según la literatura (Wolińska & Stępniewska, 2012), el pH y el %COT son factores que afectan la ADH en suelo por lo que se buscó relacionar estas variables obteniendo correlaciones de R^2=0,83 y R^2=0,88 respectivamente (Fig. 4).

La finalidad de este trabajo fue conocer en qué medida la degradación microbiana natural actúa sobre estos insecticidas en suelos de la zona productiva. Las tasas de degradación en suelo estéril permitieron concluir que el efecto de la volatilización, hidrólisis y/o adsorción en el tiempo fue despreciable y se demostró que la acción de los microorganismos nativos (bacterias, hongos, actinomicetes y virus) es la responsable de la remoción de compuestos tóxicos del suelo bajo estas condiciones. La mayor degradación inicial se vio en SH lo cual sugiere que existe una población microbiana adaptada al uso intensivo de plaguicidas y de rápida respuesta. Esto coincide con Querejeta *et al.* (2014) quienes observaron que en un suelo hortícola similar a SH la degradación de clorpirifos es mayor que en un suelo control, en donde no hubo degradación alguna. Los autores explicaron esta diferencia aislando e identificando exitosamente un mayor número de cepas bacterianas degradadoras de plaguicidas en el suelo hortícola. Consideramos que la duración del ensayo (120 días) fue acertada, ya que permitió mostrar que en el largo plazo es en SA y en SR en donde se deja de detectar clorpirifos y en donde la concentración de endosulfán es significativamente menor. Estos resultados sugieren que el destino de los plaguicidas en el establecimiento con uso intensivo es la acumulación en suelo y por el contrario, SA y SR demostraron mejor calidad en cuanto a su función degradadora.

Las propiedades bioquímicas determinadas no tuvieron una respuesta homogénea y además variaron según el tratamiento. Por un lado la respiración basal en SH se vio afectada negativamente en el inicio y se recuperó luego de tres días, lo que puede estar mostrando el recambio entre especies de microorganismos sensibles por otras tolerantes a estos plaguicidas. A futuro sería interesante realizar análisis de diversidad funcional con el doble objetivo de comparar los suelos microbiológicamente y poder observar cambios de tipo "turnover" en el tiempo relacionados con la co-metabolización de estos plaguicidas. Por otro lado, según Kumar M. & L. Philip (2017) la enzima deshidrogenasa puede ser sintetizada por los microorganismos del suelo como una respuesta a la contaminación, en cuyo caso se expresa como un aumento en la actividad, tal como se vio en SH; pero una ausencia de respuesta no significa que no haya habido una acción biorremediadora sino que posiblemente las enzimas que participaron en la descomposición no fueron medidas. La interacción entre factores bióticos y abióticos es tan compleja que una modificación en un factor ambiental, como puede ser una mayor concentración del plaguicida, o una disminución en la humedad del suelo, puede producir nuevos resultados. Aun así estos plaguicidas a estas concentraciones no afectaron negativamente la ADH y la diferencia entre tratamientos se atribuyó a las características intrínsecas del suelo (%COT y pH). Los resultados de este trabajo permitirán evaluar técnicas de biorremediación que requerían de datos experimentales sobre la dinámica de estos plaguicidas y el rol de la degradación microbiana natural en suelos de la zona.

AGRADECIMIENTOS

Al Instituto de Ciencias de la Univ. Nacional Gral. Sarmiento. Proyecto financiado por la Universidad de Buenos Aires por el financiamiento (UBACyT 20220140100042BA).

BIBLIOGRAFÍA

- ACUMAR. 2009. Resultados analíticos de calidad de los acuíferos pampeano y puelche mayo 2008 – junio 2009
- Alef K.1995. Dehydrogenase activityenMethods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. Alef K. y P. Nannipieri. (eds.) pp. 228–231. Academic Press

- Arshad M, S Hussain & M Saleem. 2007. Optimization of environmental parameters for biodegradation of alpha and beta endosulfán in soil slurry by Pseudomonas aeruginosa. J Appl Microbiol 104: 364-370
- Astoviza MJ, N Cappelletti, C Bilos, MC Migoya & JC Colombo. 2016. Massive airborne Endosulfan inputs related to intesive agricultura in Argentina´s Pampa. Chemosphere 144: 1459-1466
- ATSDR. 2010. Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades División de Toxicología y Medicina Ambiental. http://www.atsdr.cdc.gov/es
- CASAFE. 2012. Mercado Argentino 2012 de Productos Fitosanitarios.
- Centro de Estudios Legales y Sociales (CELS), Asociación Civil por la Igualdad y la Justicia (ACIJ), Center on Housing and Rights and Eviction (COHRE), El acceso a agua segura en el área metropolitana de Buenos Aires. Una obligaciónimpostergable, Programa Servicios Públicos, Buenos Aires, 2009.
- Chauduri K, S Selvaraj & A Pal. 1999.Studies on the genotoxicity of endosulfán in bacterial systems. Mutat res. 439(1):63-7.
- Comisión Europea.2006. Towards a Thematic Strategy on soil protection. SEC (2006) 620 y SEC (2006)1165.
- Comisión Europea. 2016. Legislation on Maximum Residue Levels. MRLs forchlorpyrifos in or on certain products EU 2016/60
- De Gerónimo E., C. Aparicio, R. Portocarrero, S. Bárbaro, S. Jaime & J. Costa. 2014. Presence of pesticides in surface water from four sub-basins in Argentina. Chemosphere 107: 423-431
- Defensor del Pueblo de la Provincia de Buenos Aires. 2015. Relevamiento de la utilización de agroquímicos en la provincia de Buenos Aires. Mapa de situación e incidencias sobre la salud. UNLP.
- Di Rienzo J.A., F. Casanoves, M.G. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada & C.W. Robledo. InfoStat versión 2014. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Feito M.C. 2011. Agricultura familiar con enfoque agroecológico en zonas periurbanas. Análisis de una experiencia de intervención para el desarrollo rural en Luján (Buenos Aires, Argentina). VII Jornadas Interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Agroindustriales. Buenos Aires
- Ghadiri H. & C. W. Rose. 2001. Degradation of endosulfan in a clay soil from cotton farms of western Queensland. J Environ Manage 62, 155–169.
- Gebremariam S.Y., M. Beutel, D. Yonge, J.B. Harsh & M. Flury. 2012. Adsorption and desorption of chlorpyrifos to soils and sediments. Rev Environ Contam Toxicol. 215:123-75
- Hageman KJ., SL Simonish, DH Campbell, GR. Wilson & D.H. Landers. 2006. Atmospheric deposition of current-use and historic-use pesticides in snow in national parks in the western United States. Environ Sci Technol 40(10):3174-3180
- Isermeyer H. 1952 en Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. Alef K. y Nannipieri P. (eds.) 1998. Academic Press
- Ismail BS, A.O.S. Enoma, UB Cheah, KY Lum & Z. Malik. 2000. Microbial degradation of endosulfán in agricultural soils. AJSTD, 22 (2005), pp. 233–240
- Jaiswal DK & JP Verna. 2017. Microbe Induced Degradation of Pesticides in Agricultural Soils en Microbe-Induced Degradation of Pesticides. S.N. Singh (ed.), Environmental Science and Engineering. Springer International Publishing Switzerland.
- Jergentz S, H Mugni, C Bonetto & R Schulz. 2005. Assessment of insecticide contamination in runoff and stream water of small agricultural streams in the main soybean area of Argentina.Chemosphere 61: 817–826
- Jones DK, J Hua & RA Relyea. 2016. Effects of Endosulfan in Freshwater Pond Communities. FreshwSci 35 (1): 152–63.
- Kumar M & L Philip. 2017. Remediation of Endosulfan Contaminated System by Microbes en Microbe-Induced Degradation of Pesticides. S.N. Singh (ed.). Environmental Science and Engineering. Springer International Publishing Switzerland
- Marino D & A Ronco. 2005. Cypermethrin and Chlorpyrifos Concentration Levels in Surface Water Bodies of the Pampa Ondulada, Argentina. B Environ Contam Tox 75 (4):820-826
- Miglioranza, KSB, M Gonzalez, PM Ondarza, VM Shimabukuro, FI Isla, G Fillmann, JE Aizpún & VJ Moreno. 2013. Assessment of Argentinean Patagonia pollution: PBDEs, OCPs and PCBs in different matrices from the Río Negro basin. Sci. Total Environ. 452–453, 275–285
- Mugni H, A Ronco & C Bonetto. 2011. Insecticide toxicity to in runoff and stream water within a soybean farm (Buenos Aires, Argentina), Ecotoxicology and Environmental Safety, Vol 74 (3): 350-354, ISSN 0147-6513
- Muir DCG, CA Teixeira, M Alaee & M Hermanson. 2007. Persistent organohalogens and current use pesticides in remote lake waters, sediments, and ice caps. In: Castro-Jiménez J, Eisenreich SJ, Vices I. 2007. Persistent 42

Organic Pollutants (POPs) in the European Atmosphere: An Updated Overview. Institute for Environment and Sustainability. European Commission, Directorate-General, Joint Research Centre. EUR 22876 EN. Pp88-95

- Porto AM, GZ Melgar, MC Kasemodel & M Nitschke. 2011. Biodegradation of pesticides, pesticides in modern world- Pesticides use and management. Dr. Margarita Stoytcheva (Ed.), InTech, DOI: 10.5772/17686
- Pual V & E Balasubramanaim. 1997. Effect of single and repeated administration of endosulfan on behavior and its interaction with centrally acting drugs in experimental animals: A mini review. Environ. Toxicol. Pharmcol.3:151-157
- Querejeta GA, LM Ramos, D Vullo, A Zalts & JM Montserrat. 2014. Environmental Fate of Trifluralin, Procymidone and Chlorpyrifos in Small Horticultural ProductionUnits in Argentina.Water Air Soil Pollut 225:1952.
- Silva Barni MF, P Ondarza, M Gonzalez, R Da Cuña, F Meijide, F Grosman, P Sanzano, FL Lo Nostro & KSB Miglioranza. 2016. Persistent organic pollutants (POPs) in fish with different feeding habits inhabiting a shallow lake ecosystem, Sci Total Environ550: 900-909.
- Sinha N, R Narayan & D Saxena.1997. Effect of Endosulfan on the Testis of Growing Rats. BEnvironContam tox58(1):79-86.
- Souza Casadinho J & S Bocero. 2008. Agrotóxicos: Condiciones de utilización en la horticultura de la Provincia de Buenos Aires (Argentina), Revista Iberoamericana de Economía Ecológica, 9: 87-101
- Tombesi N. 2014. Persistent Organic Pollutants (POPs) in the atmosphere of agricultural and urban areas in the Province of Buenos Aires in Argentina using PUF disk passive air samplers.Atmos Pollut Res 5 (2):170–17 170-178
- UNEP/AMAP. 2011. United Nations Environmental Program/Arctic Monitoring and Assessment Program. Climate change and POPs: predicting the impacts Report of the UNEP/AMAP Expert Group, Secretariat of the Stockholm Convention, Geneva, Switzerland (2011), p. 62
- USGS. 2015. The NAWQA Pesticide National Synthesis Project. U.S. Geological Survey. Predicting Pesticides in Streams and Rivers: Where is Water Quality at Risk? http://water.usgs.gov/nawqa/pnsp/
- Wolińska A & Z Stępniewska. 2012. Dehydrogenase Activity in the Soil Environment.Cap 8. R.A. Canuto (ed.). Biochemistry, Genetics and Molecular Biology. Dehydrogenases.ISBN 978-953-307-019-3.

C6P10. PLAGUICIDAS EN EL PERFIL DEL SUELO. COMPARACIÓN DE SISTEMAS DE PRODUCCIÓN AGRÍCOLA

Caprile, Ana Clara[1]; Andriulo, Adrian E. [1]; Sasal, Maria Carolina [2] y Repetti, María Rosa [3]

[1]INTA EEA Pergamino. Av Frondizi km 4,5 (Ruta 32). Pergamino, Buenos Aires. [2] INTA EEA Paraná. Ruta 11, km 12.5, Oro Verde, Entre Ríos. [3] FIQ-UNL; Santiago del Estero 2829, Santa Fe, Santa Fe. caprile.ana@inta.gob.ar

RESUMEN

Los plaguicidas, después de ser aplicados, además de cumplir con su función objetivo, se distribuyen en el ambiente y pueden ser retenidos, degradados y/o transformados, o también transportados fuera del lugar de su aplicación. El grado de intensificación de la secuencia de cultivo afecta su destino y su dinámica en el suelo. El objetivo de este trabajo fue comparar las cantidades de plaguicidas acumulados en el perfil del suelo bajo diferentes sistemas de cultivos. El estudio se realizó en un ensayo de sistemas de producción de cultivos de larga duración ubicado en la EEA Pergamino del INTA en 3 tratamientos: monocultivo de soja (S), rotación maíz-soja-trigo/soja (R) y producción orgánica avena/soja-vicia/maíz (PO). En el mismo, se cuenta con la historia de uso de los plaguicidas utilizados desde el inicio del ensayo hasta la actualidad. El ensayo está localizado en una loma plana, ocupada por un Argiudol típico serie Pergamino. El muestreo de suelo se realizó luego de 9 campañas. Se extrajeron muestras dividiendo el perfil en 6 espesores: 0-5, 5-20, 20-30, 30-57, 57-82 y 82-100 cm. Se determinaron los siguientes compuestos: azoxistrobina, ciproconazole, carbendazim, cipermetrina, clorpirifós, 2,4 D, atrazina, glifosato, ácido aminometilfosfónico (AMPA) y metsulfuron-metil. Se calculó la cantidad acumulada de cada principio activo en todo el perfil al momento de muestreo, utilizando la sumatoria de los productos de la concentración del plaguicida y la masa de cada espesor de suelo. Metsulfurom-metil no fue detectado en ningún tratamiento, a pesar de haber sido aplicado varias veces en R y S. Azoxistrobina, ciproconazole, carbendazim y cipermetrina no fueron detectadas en PO; además, la última molécula tampoco fue detectada en R. Las cantidades de azoxistrobina y ciproconazole fueron mayores en R que en S (5,18 vs 1,28 y 0,80 vs 0,05 g ha^{-1}, respectivamente). Hubo mayor cantidad acumulada de clorpirifós en R (6,81 g ha^{-1}) que en S (2,53 g ha^{-1}). No se encontró diferencias entre los 3 tratamientos para 2,4 D (10,77 g ha^{-1}) y atrazina (20,59 g ha^{-1}), aunque éstos fueron aplicados en R y S. Glifosato y AMPA fueron detectados en todos los tratamientos pero en mayor cantidad en R y S (2,1 y 13,11 g ha^{-1}, respectivamente) que en PO (0,6 y 0,88 g ha^{-1}, respectivamente). La detección de varios compuestos en PO reafirma la idea que éstos pueden alcanzar lugares no deseados. Esto se evidencia al encontrarlos tanto en los primeros centímetros del suelo (glifosato), lo cual se atribuye a deposiciones recientes, como en profundidad (clorpirifós, 2,4 D y atrazina), pudiendo atribuirse a una historia previa de agricultura convencional y a su persistencia. El AMPA se encontró en mayor cantidad que glifosato, lo que señala su acumulación en el suelo. Los plaguicidas son retenidos en el suelo y pueden acumularse por largo tiempo. Estudiar su dinámica en el ambiente y sus destinos nos permitirá encontrar sistemas de producción que optimicen las funciones de reciclado del suelo, que controlen su egreso del sistema para evitar la contaminación de ecosistemas adyacentes.

Palabras clave: retención, producción orgánica, acumulación

C6P11. COMPOSTAJE DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES Y DE ASERRADEROS EN EL VALLE ÁRIDO DE CHILECITO (LA RIOJA)

Cherbiy-Hoffmann, Silvana U.; Figuerola, Patricia I. y Valdez, Jesús D.

Departamento de Ciencias Básicas y Tecnológicas, Universidad Nacional de Chilecito. 9 de Julio 22. Chilecito, La Rioja. Argentina. scherbiyhoffmann@gmail.com

RESUMEN

La agroindustria del tomate desecha entre 280 y 400 toneladas de residuos orgánicos semana^{-1} en el basural municipal de Chilecito (La Rioja), donde son eliminados por incineración a cielo abierto y/o por soterramiento. Una alternativa adecuada para la gestión municipal de la fracción orgánica de tales residuos, es el compostaje. Sin embargo, su baja relación C/N no permite un adecuado compostaje, sin el agregado de otros residuos ricos en carbono, como el aserrín, astillas, virutas y cortezas, que desechan los aserradores (2-4 toneladas semana^{1}). En este sentido, el objetivo de nuestro estudio fue evaluar el proceso de co-compostaje de residuos de tomate y de madera, usando dos métodos del sistema abierto de pequeña escala. Se utilizaron 423 kg de restos de tomate para armar 2 pilas, una con volteo (170 x 150 x 70 cm) y una estática (120 x 100 x 73 cm). Las características químicas de la mezcla inicial de residuos fueron: relación 2:1 en peso seco (descarte de madera y de tomate, respectivamente), relación C/N 27-31, relación carbono hidrosoluble/nitrógeno total 0,7-1,2; pH 5,2-5,9 y conductividad eléctrica (CE) de 4,4-6,0 mS/cm. En ambas pilas, se realizó un estricto control de la humedad (que se mantuvo próximo al 50%) y de la temperatura. La temperatura de las pilas se midió en 8 posiciones diferentes a una altura de 35 cm desde el suelo, con una frecuencia diaria en los primeros dos meses (Febrero-Abril/17); luego cada 4 días (Mayo/17) y finalmente, cada 10 días (Junio/17), cuando la temperatura de las pilas igualó a la temperatura ambiente (y no varió con los volteos). La fase mesófila inicial duró 24 horas en ambas pilas, evidenciándose un rápido incremento de ≈20 ºC sobre su temperatura inicial. Durante la fase termófila, la máxima temperatura promedio alcanzada fue mayor en la pila con volteos (65 ºC a los 5 días) que en la pila estática (55 ºC a los 9 días). La fase termófila duró 24 días en la pila con volteo (3 volteos); en cambio, en la pila estática duró 17 días. Los parámetros físicos (color marrón oscuro y olor a tierra mojada) y los valores de la mayoría de parámetros químicos analizados, indicaron que el compost en los 2 tipos de pila, se estabilizó a los 176 días. Las características químicas del compost de la pila con volteo (relación carbono hidrosoluble/nitrógeno total 0,5; carbono orgánico total 38%, relación NH^{+}_{4}–N/NO^{-}_{3}–N 0,4; pH 7,5; CE 2,6) y de la pila estática (relación carbono hidrosoluble/nitrógeno total 0,9; carbono orgánico total 32%, relación NH^{+}_{4}–N/NO^{-}_{3}–N 0,1; pH 8,2; CE 3,2) fueron similares. Preliminarmente, los resultados indican que el proceso de co-compostaje de los residuos de la agroindustria del tomate y de los aserraderos, es técnicamente posible en pilas estáticas y con volteo de pequeña escala; y sugieren que es una opción sustentable y económicamente viable para el tratamiento de residuos sólidos biodegradables. Pero más estudios son necesarios para evaluar la factibilidad del compostaje en sistemas abiertos de mediana y gran escala.

Palabras clave: pila estática, pila con volteo, pequeña escala

C6P12. COMPARACIÓN DE MÉTODOS PARA LA MEDICIÓN A CAMPO DE ÓXIDO NITROSOS DESDE SUELOS

Cosentino, Vanina R. N.*[,1]; Romaniuk, Romina I.[1]; Lupi, Ana M.[1]; Rimski Korsakov, Helena[2]; Álvarez, Carina R.[2] y Ciarlo, Esteban[2]

[1]Instituto de Suelos, CIRN, INTA Castelar. [2]Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires. cosentino.vanina@inta.gob.ar

RESUMEN

El óxido nitroso (N_2O) es un potente gas de efecto invernadero que contribuye sustantivamente al cambio climático global. Su determinación desde el suelo se realiza mayormente utilizando cámaras estáticas, las cuales se encuentran relativamente estandarizadas. Sin embargo, la metodología utilizada para tomar las muestras desde el interior de las cámaras no es única. En este trabajo se pretende comparar tres metodologías sencillas y económicas que son actualmente utilizadas para realizar la toma de muestras de N_2O desde el interior de cámaras estáticas, y evaluar cuál es la que mejor representa las emisiones reales a campo. La evaluación se realizó con 23 cámaras localizadas en 5 sitios con características edáficas contrastantes. Los valores de emisión de N_2O cuantificados variaron desde 0 a 450 µg de N-N_2O m^{-2} h^{-1}. De los tres métodos evaluados el método de vacío mediante el uso de bombas fue el que mejor explicó las emisiones de N_2O desde el suelo (captando el 97,7% de las emisiones máximas), seguido por el método de intercambio de gas por desplazamiento (76,6%) y finalmente por el método de vacío con jeringa (53,8%).

Palabras clave: gases de efecto invernadero, metodologías, suelo

INTRODUCCIÓN

El óxido nitroso (N_2O) es un potente gas de efecto invernadero que contribuye sustantivamente al cambio climático global. Se estima que el efecto de 1 kg de N_2O equivale a 300 kg de CO_2 y que contribuye en alrededor del 6% al efecto de calentamiento global (Rapson & Draques, 2014). El N_2O es emitido por los suelos como un producto derivado de los procesos bioquímicos de nitrificación y desnitrificación. La cuantificación del flujo de N_2O desde el suelo ha aumentado significativamente a partir de 1990 producto de su impacto en el calentamiento global y la necesidad de dimensionar las fuentes de emisión de mayor relevancia. La mayoría de los flujos estudiados bajo condiciones de campo reportados en la literatura son obtenidos utilizando cámaras estáticas **(**Rochette & Eriksen-Hamel, 2008). Esto posiblemente se deba al bajo costo de armado y mantenimiento de las mismas. Por este motivo, varios trabajos se han centrado en revisar cuales son las características que hacen de estas cámaras apropiadas para la correcta determinación de N_2O; sobre el tiempo de almacenamiento del gas y sobre las características del recipiente (vial) utilizado para el almacenamiento. Sin embargo, no se encuentran trabajos focalizados en determinar la metodología óptima, en términos de costo, rapidez, exactitud y precisión, para la extracción de las muestras desde el interior de las cámaras y su traspaso a los viales de almacenamiento.

Las emisiones de N_2O desde el suelo tienen una incertidumbre mayor en comparación con las de otros gases de efecto invernadero (GEI) por los bajos niveles de concentración atmosférica en los que se encuentran y su gran variabilidad espacial y temporal (Hansen *et al.*, 2013). Existen tres aspectos claves a considerar al momento de la toma de muestras de N_2O a campo con cámaras estáticas, el tipo de cámara, la metodología de toma de la muestra y el almacenamiento de la muestra. Sin embargo, la importancia dada a estos tres aspectos del muestreo no es igual. Dado este desbalance es que surge la necesidad de evaluar si diferentes las metodologías utilizadas durante el pasaje del gas desde el interior de las cámaras hasta los viales son igualmente eficaces.

Dentro de las metodologías más utilizadas para tomar la muestra del gas desde el interior de la cámara y trasvasarla a los viales, se encuentran la utilización de viales pre-evacuados, el vacío con bomba y el método de intercambio de gas por desplazamiento. Sin embargo, la utilización de viales pre-evacuados es muy costosa; por esto, suelen utilizarse como alternativas más económicas el vacío por bomba y el método de intercambio de gas por desplazamiento. Algunos autores implementan también el uso de vacío con jeringa.

En este trabajo se pretende comparar tres metodologías sencillas y económicas que son actualmente utilizadas para trasvasar muestras de N_2O desde el interior de las cámaras estáticas hasta los viales, y evaluar cuál es la que mejor representa las emisiones reales a campo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se trabajó con 23 cámaras estáticas ubicadas en 5 suelos texturalmente contrastantes, localizados en diferentes ambientes y usos productivos (forestales y pasturas). Las pruebas se realizaron en diferentes estaciones del año en: 1) un Entisol de textura arenosa; 2) un Argiudol de textura franco limosa; 3) un Argiudol Vértico de textura franco arcillo limosa; 4) un Molisol de textura franco arenosa y 5) un Molisol de textura franco arcillo limosa. Los sitios 1 y 2 se localizan en la provincia de Entre Ríos, mientras que los sitios 3, 4 y 5 en la provincia de Buenos Aires.

Las características texturales de los suelos determinaron niveles de fertilidad contrastantes y rangos de humedad de 10 a 90% de EPSA (espacio poroso saturado con agua). Debido a las emisiones bajas que se registraron en las primeras determinaciones, y con el objetivo de obtener un elevado rango de emisión, en varios de los sitios se aumentaron las condiciones de humedad vía riego. También se generó un gradiente en el contenido del nitrato del suelo mediante la aplicación de fertilizante nitrogenado. Los muestreos de emisión se realizaron en todos los casos 24 hs después de la aplicación del agua y del fertilizante. Se tomaron muestras de suelo del interior de cada una de las cámaras para determinar posteriormente al muestreo del gas el contenido de nitratos y humedad (datos no mostrados).

Cuantificación del N_2O

Las determinaciones del N_2O se realizaron utilizando cámaras estáticas, las cuales se realizaron siguiendo los criterios descriptos en Rochette & Eriksen-Hamel (2008). Previo a la realización del ensayo se calibraron los tiempos de medición para evitar la saturación del gas en el interior de la cámara. Con los tiempos utilizados (0, 15 y 30 minutos) el ajuste de la recta siempre fue una función lineal (datos no mostrados).

El flujo de N_2O desde el suelo hacia la atmosfera se calculó mediante la siguiente ecuación.

$$f = \frac{\Delta C}{\Delta t} \times \frac{V}{A} \times \frac{m}{V_m} \quad (1)$$

donde $\Delta C/\Delta t$ es el cambio en la concentración de N_2O dentro la cámara durante el tiempo de incubación (Δt), V es el volumen de la cámara (16,7 dm^3), A es el área de suelo cubierta por la cámara (0,13 m^2), m es el peso molecular de N_2O y Vm es el volumen molar del N_2O. El flujo de gas se calculó como el incremento en la concentración durante el periodo de incubación.

Para realizar correctamente la comparación entre las 3 metodologías propuestas para el pasaje del gas desde el interior de las cámaras hacia los viales, en cada uno de los tiempos de medición del gas se tomaron con jeringas de 60 ml, 3 muestras consecutivas separadas entre sí por un tiempo menor a 10 segundos. Una vez tomadas las 3 muestras se pasaron inmediatamente a viales de 10 ml según la metodología correspondiente. El orden de la toma de las muestras consecutivas fue al azar entre las metodologías.

Metodologías puestas a prueba

Para el pasaje de las muestras de N_2O desde las jeringas (muestras del interior de la cámara) hacia los viales, se realizaron las siguientes metodologías:

1-Intercambio de gas por desplazamiento (USDA): Esta metodología fue propuesta por el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA por sus siglas en ingles) y consiste en intercambiar el aire del interior del vial por el gas proveniente del interior de la cámara (jeringa), realizando el desplazamiento del gas original por el gas de la jeringa. Para la realización de este método es muy importante que el volumen utilizado para purgar (jeringa) y desplazar el gas que se encuentra originalmente dentro del vial sea al menos 3 veces mayor que el volumen del vial de almacenamiento. Para la realización de este método es necesario contar con dos agujas, una conectada a la jeringa (ingreso de gas en el vial) y otra

clavada en la septa del vial (egreso del gas desplazado desde el vial). El método consiste en tres pasos: 1) Abrir la llave de paso de la jeringa e inyectar aproximadamente 2/3 del volumen de la muestra en el vial (esto hace que el contenido anterior del vial sea expulsado a través de la aguja extra y reemplazado por la muestra); 2) Con un movimiento suave, retirar la aguja extra mientras se continúa inyectando la mayor cantidad posible de la muestra restante (aproximadamente 1/3), sobre presurizando ligeramente el vial para garantizar la integridad de la muestra y permitiendo el análisis de múltiples muestras si es necesario y 3) cerrar la llave de paso y retirar la aguja de la jeringa de la septa (Collier, 2014).

2-**Vacío por bomba**: Esta metodología es ampliamente utilizada y consiste en hacer la extracción del gas de forma manual mediante una bomba de vacío. El procedimiento completo para el intercambio del gas dentro del vial consiste en tres pasos. Primero se hace vacío dentro del vial, llevando la aguja del manómetro de la bomba hasta un valor fijo. Luego, mediante la apertura y cierre de diferentes válvulas, se procede a hacer pasar el aire desde el interior de la cámara hacia el interior del vial. Finalmente, se vuelven a colocar las válvulas en la posición inicial, dejándolas preparadas para repetir los tres pasos. En cada conjunto de tres pasos aproximadamente el 90% del volumen del aire del vial es reemplazado por el mismo volumen de aire del interior de la cámara. Para asegurar el reemplazo del 100% del aire original por el aire del interior de la cámara este procedimiento es repetido tres veces. Este procedimiento completo de tres pasos es repetido para cada tiempo de muestreo (Cosentino, 2015).

3- Vacío con jeringa: Si bien el principio de esta metodología es similar al de la bomba de vacío, difiere en que el vacío sobre el vial se realiza con una jeringa y una única vez.

Criterio para el tratamiento de los datos y la selección del método

Al procesar la información relevada se plantearon condiciones de contorno. Por ejemplo, cuando el valor de la pendiente (cambio en la concentración del gas en función del tiempo) fue menor a 1,5 µg de $N\text{-}N_2O\ m^{-2}\ h^{-1}$ y/o el valor de coeficiente de determinación (R^2) de la regresión lineal fue menor a 0,65, el valor fue considerado cero.

Emisión máxima

Se tomó como emisión de N_2O real, aquella cuya tasa fue mayor. Esto se hizo partiendo del supuesto de que en aquellas muestras en las cuales la concentración de N_2O dentro del vial fue menor al observado con las otras metodologías se debió a que el intercambio del gas original (concentración atmosférica) por el gas procedente del interior de la cámara (gas acumulado) no fue completo. Se consideró que dos metodologías eran igualmente correctas en la terminación del valor de emisión, cuando ambas presentaron la emisión máxima y diferían entre sí menos de un 10%. Se ajustaron modelos de regresión entre los distintos métodos y las emisiones máximas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los valores de tasas de emisión de N_2O cuantificadas variaron desde 0 a 450 µg de $N\text{-}N_2O\ m^{-2}\ h^{-1}$. El suelo arenoso presentó los valores más bajos de emisión de N_2O y los menores R^2. El método de la jeringa nunca detectó tasas de emisión superiores a los 250 µg de $N\text{-}N_2O\ m^{-2}\ h^{-1}$ sugiriendo que el vacío realizado no es completo y la inyección de la muestra en altas tasas de emisión se diluye con el gas no extraído

En la Tabla 1 podemos observar que el método que presenta mayor frecuencia (14) de valores más altos de emisión es el vacío con bomba, seguida por el intercambio de gas por desplazamiento, el cual presenta el mejor ajuste 9 veces. Finalmente, el método del vacío por jeringa presenta el mejor ajuste solo 3 veces. Del mismo modo la emisión promedio fue mayor cuando se utilizó la metodología de la bomba con un valor de 71,70 µg de $N\text{-}N_2O\ m^{-2}\ h^{-1}$ seguido por la metodología de desplazamiento del gas (USDA) con un valor de 56,39 µg de $N\text{-}N_2O\ m^{-2}\ h^{-1}$ y finalmente la metodología del vacío por jeringa con un valor promedio de emisión de N_2O de 39,58 µg de $N\text{-}N_2O\ m^{-2}\ h^{-1}$. Esto significa que el método de vacío por bomba cuantifica el 97,7% de las emisiones máximas, el método de desplazamiento del gas (USDA) cuantificó el 76,6 % y el método de la jeringa cuantificó un 53,5%.

Tabla 1: Valor de emisión de N_2O y ajuste de la regresión lineal de las 3 metodologías y los máximos obtenidos para cada una de las 23 cámaras estudiadas.

		Intercambio de gas		Vacío bomba		Vacío Jeringa		Valor máximo
Suelo	Cámara	Emisión de N_2O	R^2	Emisión de N_2O	R^2	Emisión de N_2O	R^2	Emisión de N_2O
1	**1**	-0,4	0,1	-0,4	0,0	0,9	0,5	**0,0**
1	**2**	-1,1	0,1	-1,1	0,1	0,8	1,0	**0,0**
1	**3**	16,6	0,8	**45,5**	**0,9**	13,0	0,9	**45,5**
2	**4**	4,2	0,8	**5,4**	**0,9**	-0,7	0,1	**5,4**
2	**5**	**6,0**	**0,7**	**5,2**	**0,7**	-4,5	0,7	**5,2**
2	**6**	**18,2**	**0,7**	5,8	0,9	**18,6**	**0,7**	**18,6**
2	**7**	**65,9**	**0,9**	**68,4**	**1,0**	29,3	0,9	**68,4**
2	**8**	85,7	1,0	**114,4**	**1,0**	59,4	0,8	**114,4**
2	**9**	188,4	0,5	**326,0**	**0,9**	153,1	0,9	**326,0**
2	**10**	332,7	1,0	**444,2**	**1,0**	181,4	0,9	**444,2**
3	**11**	-1,3	0,4	**3,1**	**0,8**	1,5	0,8	**3,1**
3	**12**	**3,7**	**1,0**	2,3	0,6	2,5	0,8	**3,7**
3	**13**	**8,8**	**0,8**	5,3	0,8	-0,1	0,0	**8,8**
4	**14**	91,3	0,8	**104,9**	**1,0**	64,2	0,9	**104,9**
4	**15**	116,1	0,7	**132,7**	**0,7**	112,2	0,7	**132,7**
4	**16**	**229,9**	**1,0**	**252,9**	**0,9**	169,7	1,0	**252,9**
4	**17**	-1,2	0,9	1,1	0,8	**4,7**	**0,9**	**4,7**
4	**18**	2,4	0,8	**10,0**	**1,0**	5,2	1,0	**10,0**
4	**19**	**26,3**	**0,9**	10,8	0,9	1,4	0,4	**26,3**
4	**20**	22,2	1,0	**27,3**	**0,9**	21,1	1,0	**27,3**
5	**21**	**9,3**	**1,0**	6,8	1,0	6,0	0,8	**9,3**
5	**22**	**22,5**	**0,9**	18,9	0,9	16,2	0,9	**22,5**
5	**23**	50,6	1,0	**59,8**	**1,0**	54,3	0,8	**59,8**
Mejor ajuste del método		**9 veces**		**14 veces**		**3 veces**		
Emisión promedio		**56,39**		**71,70**		**39,58**		**73,63**
% de emisión		**76,6**		**97,4**		**53,8**		**100,0**
R^2 promedio			**0,77**		**0,82**		**0,76**	

Se calculó el grado de asociación entre la tasa de emisión máxima y la tasa de emisión por cada método. Los valores de los coeficientes de correlación R^2 presentaron el siguiente orden 0,99>0,97>0,96 para bomba, USDA y jeringa respectivamente. Como se observa, la tasa máxima de emisión se asocia muy fuertemente con las cuantificaciones realizadas por el método de la bomba (prácticamente 1:1), y no es despreciable la asociación hallada con el método de la jeringa. La pendiente de la curva con el método de la bomba es de 1,00, mientras que el método de desplazamiento es de 0,73; esto indica una subestimación del método USDA. El comportamiento de los datos resultantes del método de vacío con jeringa se describe adecuadamente con un modelo cuadrático indicando que para las más altas tasas de emisión detectadas en este trabajo serían subestimadas si se emplea esta metodología.

De las tres metodologías comparadas en este trabajo el método de vacío con bomba fue el que captó los valores máximos de emisión la mayor cantidad de veces, presento el valor más alto de emisión de N_2O promedio y el mayor R^2. El método de intercambio de gas, también captó los mayores valores de emisión un número menor pero elevado de veces, pero presentó un valor de emisión de N_2O promedio aproximadamente un 20-30% menores, por lo que este método

parecería estar subestimando las emisiones reales. Finalmente, el método de vacío por jeringas solo mostró la emisión de N_2O máxima en 3 casos y presentó un valor de emisión promedio cercano el 60% de las emisiones máximas.

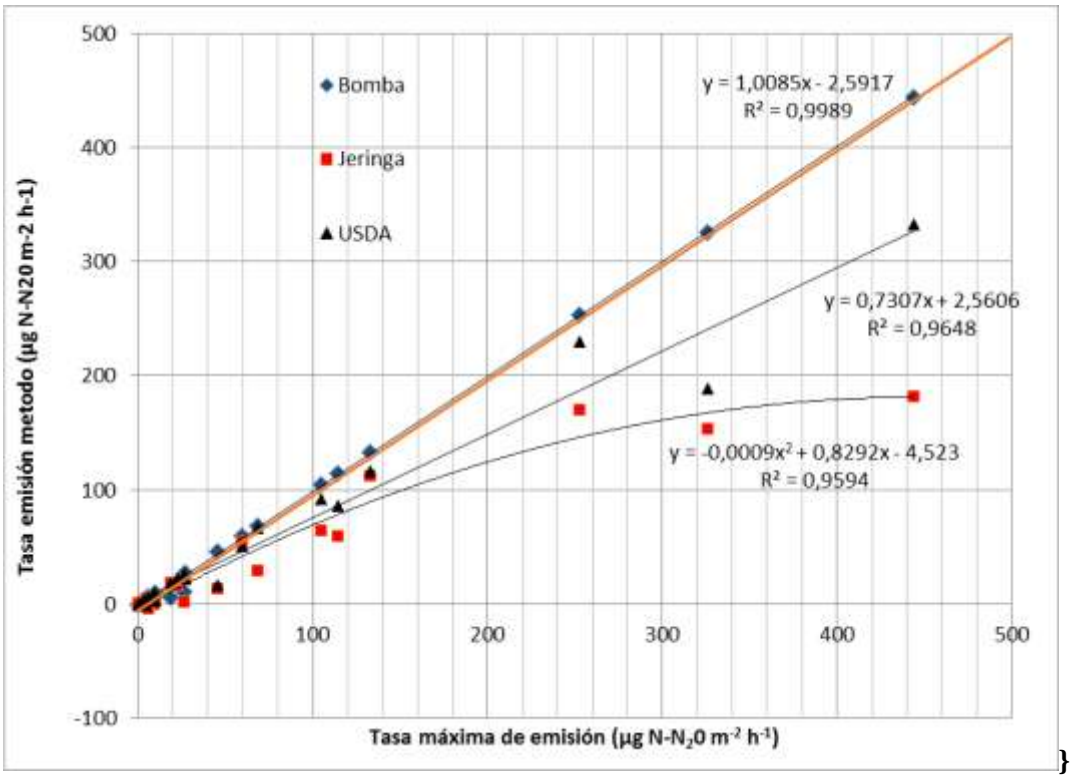


Figura 1: Relación entre la emisión de N_2O máxima y cada uno de los métodos puestos a prueba (bomba, USDA y jeringa). La línea roja representa el valor 1:1.

CONCLUSIONES

A partir de presente estudio surge que el procedimiento más adecuado para la toma de muestras desde el interior de cámaras estáticas es el vacio con bomba. El vacío realizado con jeringa no sería adecuado ya que no permite un completo reemplazo por la muestra del interior de la cámara y subestima los valores de emisión, especialmente los valores altos. El método por desplazamiento del aire, de una mayor sencillez operativa que el método de vacío por bomba, presenta una eficiencia intermedia.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue financiado por el Proyecto de Investigación Aplicada PIA 14085 (programa BID 2853/OC-AR). Los autores agradecen a la estancia “El potrero de San Lorenzo” por el apoyo recibido para realizar este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- Collier, SM; MD Ruark; LG Oates; WE Jokela; & CL Dell. 2014. Measurement of greenhouse gas flux from agricultural soils using static chambers, J. Vis. Exp. 90: e52110.
- Cosentino, VRN. 2015. Factores y procesos que afectan la emisión de óxido nitroso en un suelo pampeano manejado con siembra directa. Tesis doctoral. Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, Argentina.
- Hensen, A; U Skiba & D Famulari. 2013. Low cost and state of the art methods to measure nitrous oxide emissions. Environ. Res. Lett. 8: 025022.
- Rapson, TD & H Dacres. 2014. Analytical techniques for measuring nitrous oxide. Trends Anal. Chem. 54: 65-74.
- Rochette, P & NS Eriksen-Hamel. 2008. Chamber measurements of soil nitrous oxide flux: are absolute values reliable? Soil Sci. Soc. Am. J. 72: 331-342.

C6P13. EVOLUCION DE VARIABLES FISICOQUIMICAS EN UN SUELO BAJO RIEGO CON EFLUENTES TRATADOS EN ING JACOBACCI

Cremona, Maria V.[1,2]; Riat, Martha C.[2]; Tanzer, Laura[3]; Velazco, Virginia[4]; Sanchez, Matias[2] y Magnin, Santiago[3]

[1]INTA EEA Bariloche; [2]IRNAD Sede Andina Universidad Nacional de Rio Negro. [3]Departamento Provincial de Aguas; [4]AER INTA Ing. Jacobacci. cremona.mv@inta.gov.ar

RESUMEN

El uso de aguas residuales tratadas para riego es una práctica difundida en el mundo, que reduce el impacto en el ambiente y permite el aprovechamiento con otros fines, de especial interés en zonas áridas. En Ing. Jacobacci (Río Negro) las aguas residuales tratadas (ARt) escurren hacia un área de mallín que recarga el acuífero del cual se abastece la localidad aguas arriba. La reutilización aportaría al uso del agua con fines productivos y la reducción del impacto en ambientes de alto valor ecológico. Objetivo: evaluar el impacto de la reutilización en las propiedades del suelo y en la productividad vegetal. Se compara la aplicación de agua de perforación (AP) y ARt en alfalfa y campo natural. Diseño experimental: parcelas divididas utilizando ARt y AP como factor principal, dentro de las que se aleatorizó el tipo de vegetación. El riego se realiza diariamente por melgas, aplicando una lámina de aproximadamente 10 mm. Se presenta aquí la evaluación del pH, la CE y los cationes extractables, analizando sus variaciones hasta los 40 cm dentro del ensayo de forrajeras. Los resultados obtenidos muestran un descenso en el pH y un aumento en la CE estadísticamente significativos en las parcelas regadas con ARt después de 16 meses de riego. Los cationes no muestran diferencias de respuesta entre las diferentes calidades del agua, pero sí aumentos significativos del sodio y magnesio para ambas calidades al final del periodo de análisis. La reducción en el pH podría deberse a la mineralización del carbono y el nitrógeno que generan acidez. Las diferencias observadas en los cationes extractables no pueden explicarse por la calidad del agua de riego, pero podrían estar asociadas a la calidad original del agua de consumo y la de perforación.

Palabras claves: cationes extractables, riego con aguas residuales, alfalfa

INTRODUCCIÓN

El uso de aguas residuales tratadas en riego agrícola forestal es una alternativa para evitar el vuelco a cuerpos receptores hídricos, que resulta de especial interés en áreas donde la escasez de agua afecta las actividades humanas (Faleschini, 2016). Su uso en agricultura es una opción que está siendo crecientemente investigada y adoptada en zonas áridas. La misma genera un triple beneficio, ya que se reduce la presión sobre las fuentes de agua, se reciclan los nutrientes contenidos en las mismas generando un producto y se evita la contaminación del suelo y agua subsuperficial.

Se estima que a nivel mundial el agua residual se reutiliza en el riego de 20 millones de ha representando aproximadamente un 6,5% de la superficie bajo riego. Ésta es una práctica habitual entre los agricultores de los países en desarrollo, aunque no siempre está garantizada la calidad del tratamiento. Solo un 25% utiliza agua residual correctamente tratada. En el año 2006 existían en Europa más de 200 proyectos de reutilización de aguas residuales tratadas, con diferentes aplicaciones: agricultura, industria, áreas urbanas recreacionales o usos ambientales como recarga de acuíferos, o combinaciones de estos tres. La mayoría de estos proyectos se concentran en las costas o islas de la región semiárida del sur, o en las zonas densamente pobladas de áreas urbanas del norte húmedo. En la zona semiárida, el 47 % de los proyectos correspondían a usos agrícolas (Hettiarachchi & Ardakanian, 2017).

En Argentina, la reutilización de efluentes tratados para riego con destino agrícola y forestal ha sido abordada por algunas provincias como una herramienta para el manejo de sus recursos hídricos. En Mendoza se practica con diferentes niveles de formalidad desde hace más de 40 años. En Puerto Madryn (Chubut) son tratadas en una laguna facultativa y fotosintética y luego reutilizadas en forestación. En el norte de Patagonia se viene trabajando desde hace casi una década en el objetivo del "vuelco cero", esto motivó un abordaje interinstitucional de la temática.

La provincia de Río Negro, donde el 80 % de la superficie presenta clima árido o semiárido, con precipitaciones escasas y déficit de agua, depende fuertemente de sus fuentes de agua para la vida y la producción, por lo que la preservación de la calidad de las mismas debe ser un objetivo a largo plazo. En el caso particular de las localidades de la región Sur, donde el agua resulta particularmente escasa, las actividades productivas ligadas al riego son limitadas a muy pequeñas superficies y siempre en competencia con otros usos priorizados, como el consumo humano o animal. Sin

embargo, estas actividades son valoradas por las comunidades, en general ligadas a la producción ganadera, en donde la generación local de productos que beneficien a la misma (forraje, reparo, leña), son altamente deseables.

Ingeniero Jacobacci, ubicado en el centro de la provincia de Rio Negro, se caracteriza por situarse en un ecosistema xérico, con un estado de desertificación medio a grave, siendo su principal actividad económica la ganadería ovina (Godagnone y Bran, 2009). Presenta un clima árido y templado, con un promedio de precipitación anual de 200 mm, concentradas en otoño e invierno. Tanto las sequías, los vientos predominantes del oeste, como las bajas temperaturas invernales son limitantes para la producción agrícola-ganadera y las condiciones de vida de la población urbana y rural.

Esta localidad tiene una Planta de Tratamiento de Aguas cloacales, en funcionamiento desde el año 2010 que recibe efluentes domiciliarios de un barrio de 220 familias y genera aguas residuales tratadas, que escurren superficialmente hacia un área de mallín localizada en un sector bajo del predio que ocupa la planta.

La reutilización en este contexto se espera que genere múltiples beneficios: 1) uso del agua en una actividad productiva en un ambiente en donde de otra manera, dada la escasez de agua de la región, sería prácticamente inviable; 2) generación de productos altamente valorados (forraje y leña) en la comunidad en donde la ganadería es una actividad económica preponderante; 3) reducción del impacto del vuelco en el ambiente, en particular en el mallín ya que los humedales son ambientes de alto valor ecológico y susceptibles de conservación. Es además el mismo ambiente de donde se bombea el agua para consumo, por lo que si bien la planta de tratamiento está aguas abajo de las zonas de extracción, la preservación del acuífero es un interés prioritario. Se espera que un modelo de reutilización pueda ser replicado en otras localidades de la Provincia de Río Negro y la región.

En mayo de 2015 se firmó un Convenio entre el Departamento Provincial de Aguas, la Universidad Nacional de Rio Negro, el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, la Municipalidad de Ingeniero Jacobacci y la Cooperativa de Agua y Servicios Públicos de Jacobacci, para instalar en febrero de 2016 un ensayo de reutilización de aguas residuales tratadas para la producción de forraje y material leñoso. El objetivo del mismo es evaluar el impacto de la reutilización de efluentes tratados en las propiedades del suelo y en la productividad vegetal mediante el riego. Se compara la aplicación de agua de perforación y agua cloacal tratada en alfalfa, campo natural, olivillo y sauce. En este trabajo se presentan resultados preliminares del ensayo de producción de forraje.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ensayo

El proyecto contempla la realización de dos ensayos en los que se compara el efecto en la vegetación y el ambiente del uso de agua residual tratada para riego vs el uso de agua de perforación, uno con especies forrajeras (alfalfa y campo natural) y otro con forestales (olivillo y sauce). En esta comunicación se informan los resultados preliminares del ensayo de alfalfa. El diseño experimental se realizó en parcelas divididas donde el tipo de agua utilizada para riego es el factor principal, mientras que dentro de las parcelas principales se aleatorizó el tipo de vegetación, implantando parcelas de 2 x 3 m por triplicado para cada una. La alfalfa se sembró a fines de febrero, y se comenzó a regar inmediatamente. El tratamiento de campo natural consistió en la remoción de la vegetación natural para la sistematización del terreno, permitiendo la proliferación de la vegetación espontánea, comenzando el riego en la misma época que la alfalfa. La aplicación de agua se realiza por melgas y el agua es conducida por gravedad en tuberías hasta la cabecera de las mismas. Se riega diariamente con una lámina de aproximadamente 10 mm, con el objetivo de disponer la mayor cantidad de agua tratada posible, con un sistema automatizado y bajo la supervisión del personal de la planta.

Muestreos y procedimientos analíticos

En el primer año de ensayo se realizaron tres muestreos de suelo: uno al inicio del ensayo, otro en el mes de noviembre 2016, casi 10 meses después de iniciada la aplicación de agua y un tercer muestreo en junio 2017. En esta comunicación se informan los resultados obtenidos en el primer y tercer muestreo. Para el mismo, se tomaron muestras individuales por parcela hasta los 80 cm de profundidad a intervalos de 20 cm. En laboratorio las muestras se secaron y tamizaron por malla de 2 mm, determinándose sobre cada una de ellas pH, CE, y cationes extractables (Ca^{+2}, Mg^{+2}, Na^{+} y $K^{+)}$. Para la determinación de pH y CE se utilizó suspensión con relación suelo:agua de 1;2.5. Para la determinación de cationes realizó una extracción con acetato de amonio (pH: 7) y la determinación se efectuó por espectrofotometría de absorción atómica. El ensayo prevé el monitoreo de otro conjunto de variables edáficas que no son presentadas en este

trabajo. Para esta comunicación se utilizaron los resultados obtenidos de 0-20 cm y 20-40 cm. Para el análisis estadístico se realizaron análisis de variancia de los datos con el diseño en parcelas divididas y seleccionando como factor principal de interés para la comparación la fecha de muestreo (inicial y final), utilizando el programa INFOSTAT.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En las parcelas regadas con agua tratada se observó, despues de 16 meses de riego, una disminución del pH y un aumento de la conductividad eléctrica estadísticamente significativos (p>0,05), tanto en las muestras superficiales como en profundidad, efecto que no se comprobó en las parcelas regadas con agua de perforación (Figura 1). Estos resultados ya se habían observado en los muestreos realizados en el mes de noviembre a los 9 meses de riego continuo (Riat *et al*., 2017).

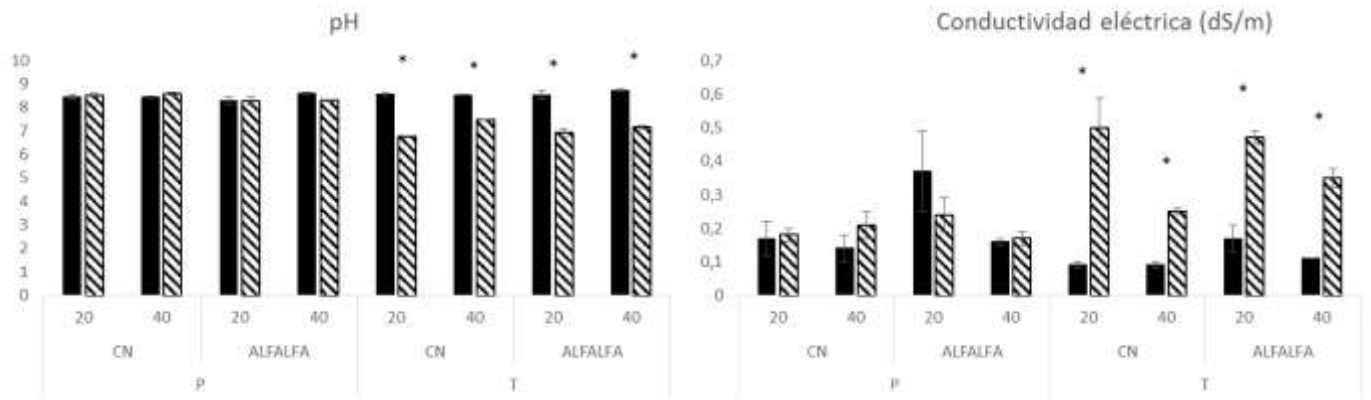


Figura 1: pH y conductividad eléctrica (1:2,5) en muestras de suelo a 20 y 40 cm de profundidad, en las parcelas de alfalfa y campo natural, regadas con agua de pozo (P) y tratada (T), en los muestreos iniciales (sólidas) y al final del período de crecimiento (rayadas). Las barras indican el error estándar y los asteriscos diferencias significativas entre fechas de muestreo.

En los cationes extractables, no se observaron patrones de respuesta marcadamente diferentes entre los dos tipos de agua utilizadas. Sin embargo, se registró una respuesta diferencial entre los tipos de catión, ya que se observaron aumentos significativos particularmente en sodio y en magnesio, presentándose en ambos tipos de agua (Figura 2).

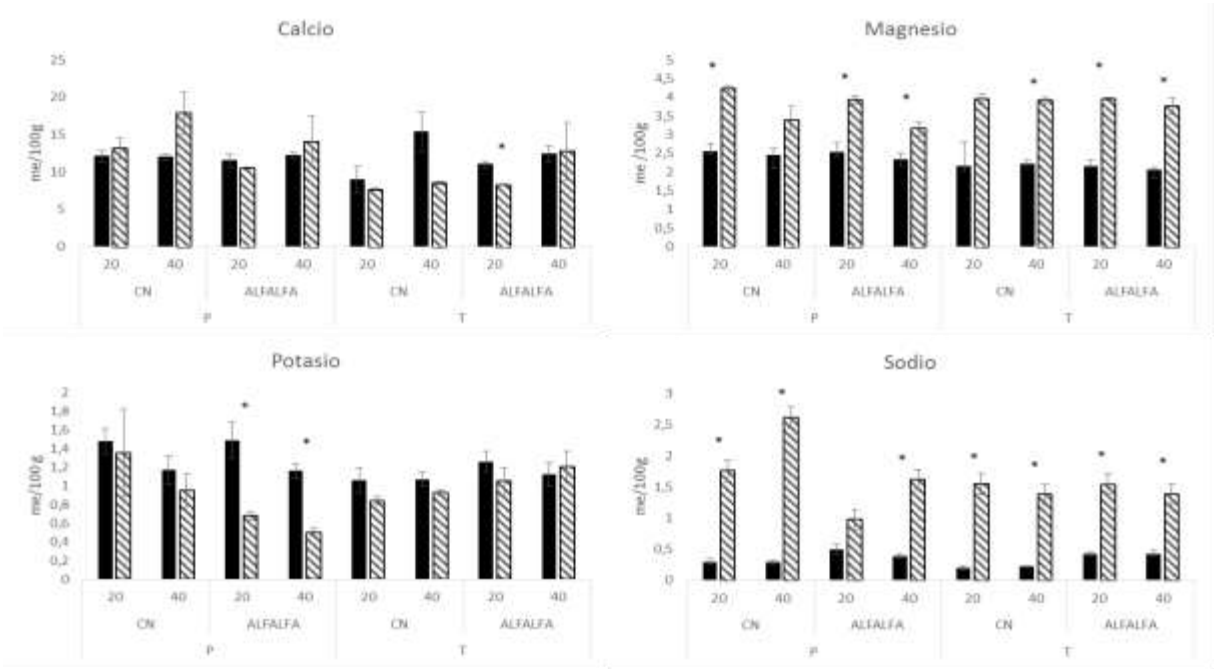


Figura 2: Cationes extractables en muestras de suelo a 20 y 40 cm de profundidad, en las parcelas de alfalfa y campo natural, regadas con agua de pozo (P) y tratada (T), en los muestreos iniciales (sólidas) y al final del período de crecimiento (rayadas). Las barras indican el error estándar y los asteriscos diferencias significativas entre fechas de muestreo.

Las disminuciones de pH están posiblemente asociadas a un aumento de la actividad biológica generada por el suministro de nutrientes y sustrato carbonado lábil junto con el agua residual tratada, con el consiguiente incremento en la mineralización del nitrógeno y el carbono orgánico, que generan acidez. Este efecto es significativo hasta la profundidad de 40 cm, y en fechas anteriores de muestreo se observó la misma tendencia a mayor profundidad aunque sin mostrar diferencias estadísticamente significativas (Riat *et al*., 2017).

El aumento de la conductividad eléctrica está posiblemente generado por el aporte de sales provenientes del agua residual tratada, que se acumularon en todo el perfil. Sin embargo estas sales no parecen estar asociadas exclusivamente al aumento de cationes extractables, ya que los cambios significativos observados en estos últimos aparecieron tanto en las parcelas regadas con agua tratada como en las regadas con agua de perforación. Es posible que las diferencias entre ambos tipos de agua se deban al aporte diferencial de formas inorgánicas de nitrógeno (amonio y nitrato) u otros nutrientes que son incorporados con el agua tratada, ya que ha sido detectado un aumento significativo de estos elementos en estas parcelas respecto a las regadas con agua de perforación (Riat *et al.*, 2018).

Los aumentos significativos del magnesio y sodio extractables, pero no de otros cationes, en las parcelas regadas con ambos tipos de aguas, están probablemente asociados a la relación de cationes presentes en la fuente de agua utilizada para consumo en la localidad, posiblemente proveniente de un acuífero similar al del agua de perforación utilizada en el ensayo. Se prevén realizar análisis detallados de los tipos de agua utilizadas poder estudiar la relación entre estos procesos.

CONCLUSIONES

Los resultados de este trabajo, si bien son preliminares, muestran que la aplicación de agua tratada para riego puede producir cambios significativos en el suelo aun en plazos muy cortos (Pedrero *et al.*, 2010). En el marco de este trabajo se están estudiando éstas y otras variables edáficas que nos permitan establecer las causas de estos cambios, y diseñar estrategias de mitigación, al mismo tiempo se prevé continuar con los monitoreos para establecer el posible impacto a largo plazo en la productividad de los cultivos y en el ambiente.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Antonio Cayuman por sus valiosos aportes y la atención permanente del ensayo, a la Cooperativa de aguas y servicios públicos de Ingeniero Jacobacci y al Departamento Provincial de Aguas por el apoyo técnico y aporte de recursos. Este proyecto cuenta con financiamiento conjunto a través del Proyectos bienales UNRN 2014 PI 40-B-363 y UNRN 2016-PI-DDT-40-B-571 e INTA Proyecto INTAPATNOR 1281102.

BIBLIOGRAFÍA

- Faleschini, M. 2016. Estrategias, dificultades y beneficios en la aplicación del reuso del agua tratada en tres municipios de la Patagonia. IFRH 2016.
- Godagnone, RE & DE Bran. 2009. Inventario integrado de los Recursos Naturales de la Provincia de Río Negro. Ediciones INTA. Buenos Aires. 392 p.
- Hettiarachchi, H & R Ardakanian (Eds). 2017. Uso seguro de aguas residuales en la agricultura: Ejemplos de buenas prácticas. Universidad de las Naciones Unidas. Instituto para la Gestión Integral de Flujos de Materiales y Recursos. Alemania. e-ISBN: 978-3-944863-48. 1.338p.
- Riat, M; MV Cremona; P Fernández; S Magnin; L Tanzer; V Velasco & M Sánchez. 2017. Reutilización de aguas residuales tratadas para riego de forrajeras en Ing. Jacobacci. Resultados preliminares. XXVI Congreso Nacional del Agua. Córdoba. Eje G: Ingeniería Sanitaria, Ambiental y Calidad de Agua. 326-327 p.
- Riat, M; MV Cremona; L Tanzer; V Velasco; M Sanchez; S Magnin. 2018. Nutrients enrichment in soils irrigated with treated wastewater. Congreso Mundial de Suelos. Rio de Janeiro.
- Pedrero, F; I Kalavrouziotis; JJ Alarcón; P Koukoulakis & T Asano. 2010. Use of treated municipal wastewater in irrigatedagriculture - Review of somepractices in Spain and Greece. Agric. Water Manag. 97: 1233-1241.

C6P14. ESTUDIO DE LA DINAMICA DE NUTRIENTES Y METALES EN SUELOS DE LA CUENCA MATANZA-RIACHUELO

De Siervi, Marcelo; Arreghini, Silvana y Fabrizio de Iorio, Alicia

Cátedra de Química Analítica - Departamento de Recursos Naturales y Medio Ambiente – FAUBA – Av. San Martín 4453 - C1417DSE - Buenos Aires - Argentina. desiervi@agro.uba.ar

RESUMEN

La erosión hídrica constituye el proceso de degradación más difundido en el mundo, afectando en el Norte de la Provincia de Buenos Aires a más del 30% de la superficie. El efecto de este proceso de degradación variará según las propiedades edáficas. Los sedimentos producto de la escorrentía juegan un papel importante en el traslado de nutrientes y contaminantes que llegan a los cursos de agua con implicancias para la degradación de esos hábitats acuáticos. Un acabado conocimiento de estos procesos contribuirá a desarrollar medidas tendientes a disminuir su impacto ambiental. Este trabajo fue llevado a cabo en suelos ubicados en el Partido de Gral. Las Heras, Provincia de Buenos Aires. Las simulaciones a campo utilizando un microsimulador de lluvia portátil se realizaron en dos posiciones en la pendiente debido a su representatividad y contraste entre sí: San Vicente 7 (Media Loma) y Complejo Arroyo Morales (Plano Aluvial) a lo largo de una toposecuencia transversal al curso del arroyo Morales, principal afluente del Rio Matanza. Se utilizó un simulador de lluvia de tipo "formador de gotas" que aplicó una precipitación con una alta intensidad y, se recogieron y midieron las escorrentías obtenidas. Se analizaron las características físicas y químicas de los suelos, sedimentos y aguas de escorrentía. Los resultados obtenidos indicarían que Sv7 presentaría un mayor potencialidad de exportación de nutrientes y sedimentos. El material parental, la secuencia de horizontes (presencia de un horizonte E o eluvial) y/o la posición en la pendiente de este suelo podrían ser los factores desencadenantes de este proceso. El contenido de material orgánica presente en los sedimentos no difirió significativamente del encontrado en los suelos muestreados, sin embargo, si se observaron niveles mas elevados de P Bray y N Kjeldahl en la fase sólida de la escorrentía. Analizando las aguas de escorrentía (fase disuelta) se observa que la mayor conductividad eléctrica correspondió a CoAoMo, coincidente con la mayor concentración de Na, K, Ca y Mg, donde el Na fue 3 veces superior que en la fase líquida de Sv7. El pH en ambos casos fue ligeramente ácido, posiblemente debido a la elevada concentración de carbono orgánico disuelto (COD). De los metales analizados, el Cu, Zn y Pb presentaron un incremento en su concentración en los sedimentos de la escorrentía en relación con la concentración total en los suelos. Con respecto a la proporción del metal total emitido (Particulado + Disuelto) se pudo determinar una tendencia similar en todos los metales en lo referente a su asociación con el Carbono Orgánico Disuelto y el Carbono Orgánico Total.

Palabras claves: simulación de lluvia, nutrientes, metales

C6P15. PARÁMETROS QUÍMICOS DE SUELOS AGRÍCOLAS ANTE LA APLICACIÓN DE PURINES DE CERDOS

Dionisi, Carla[1]; Rubenacker, Andrea[1]; Juarez, Valeria[2] y Ceppi, Silvia[1]

[1]Laboratorio de Coloides, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba. Av. Valparaíso S/N, Ciudad Universitaria, Córdoba, Argentina. [2] Dpto de Fisicoquímica - INFIQC, Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Nacional de Córdoba. Ala 1, Pab. Argentina. Ciudad Universitaria, Córdoba, Argentina. cdionisi@agro.unc.edu.ar

RESUMEN

La intensificación de la producción porcina está creciendo sostenidamente, esto genera consecuentemente grandes volúmenes de purines (P), que es la masa líquida que sale del lugar donde está el animal confinado. La aplicación agronómica de los purines tiende a ser una práctica respetuosa con el medio, transformando los purines en un subproducto beneficioso, colaborando con la conservación física, química y fisicoquímica de los suelos en los que se aplica, además que permite reducir la aplicación de fertilizantes, especialmente los nitrogenados. Es importante tener en cuenta los ciclos de nutrientes que ocurren en el sistema suelo, agua, planta, para optimizar su uso. El punto crítico es la posible contaminación agroambiental ligada a la composición del purín, cantidad y modo de utilización, y la escasa información disponible en esta temática. El objetivo del trabajo es caracterizar los purines de dos productores de la provincia de Córdoba y analizar el efecto sobre los principales parámetros edáficos de un suelo al cual se le aplicaron purines durante 15 años consecutivos (establecimiento 1) y qué ocurre con una aplicación puntual, realizada antes de la siembra, durante una campaña estival agrícola típica (maíz) (establecimiento 2). Se tomaron muestras compuestas de: 1) purines (P), cada una por 6 submuestras; 2) suelo con aplicación de purines (SA) y 3) suelo sin aplicación, testigo (ST). Las muestras de SA y ST se tomaron de los 20 cm superficiales en el establecimiento 1, en el mismo momento. En el establecimiento 2 se tomaron de los primeros 10 cm, después de la cosecha (SA); y suelo sin aplicación de purín como testigo ST en ambos casos. Las muestras de P, SA y ST fueron debidamente acondicionadas y se les determino: pH, conductividad eléctrica (CE), nitrógeno total (NT) y potasio (K^+). En el establecimiento 1, en el SA la CE incrementó en un 500%, el contenido de NT un 37% y el contenido de K^+ aumentó un 285% comparando con el ST. En el establecimiento 2, en el SA la CE incrementó un 119%, el NT sólo un 5% y el contenido de K^+ un 15% respecto del ST. El pH no presentó cambios en ninguno de los dos establecimientos. Es fundamental realizar un plan de aplicación dimensionando el volumen y el contenido de nutrientes del purín, teniendo en cuenta: aporte de nutrientes del suelo, consumo del cultivo a implantar y aporte del purín, especialmente el nitrógeno, para aprovechar su potencial como sustituyente de otros fertilizantes nitrogenados. La aplicación continúa provoca acumulación de nutrientes que en altas concentraciones pueden producir un impacto ambiental negativo por exceso, por lo que resulta fundamental estudiar los suelos que actualmente están siendo sometidos a estos tratamientos, conocer el efecto que está teniendo el purín en cuanto al balance de nutrientes con el objetivo de poder realizar un plan de aplicación a largo plazo que resulte beneficioso.

Palabras clave: balance de nutrientes, efluentes porcinos

C6P16. DETERMINACIÓN DEL EFECTO DE SOLVENTES ORGÁNICOS SOBRE LA ACTIVIDAD MICROBIANA DEL SUELO UTILIZANDO CALORIMETRÍA ISOTÉRMICA

Dominguez, A. Nicolás[b]; Schabes, Fanny I.[b] y Sigstad, E. Elizabeth[a,b]

[a]INQUINOA - CONICET. [b]Instituto de Química Orgánica. Facultad de Bioquímica, Química y Farmacia. Universidad Nacional de Tucumán. Ayacucho 471. CP T 4000 INI. Tucumán. Argentina. lizzie@fbqf.unt.edu.ar

RESUMEN

El suelo, un sistema bioquímico abierto, intercambia con el medio, materia y energía. Las perturbaciones que en él ocurren están acompañadas por la evolución o absorción de calor. La técnica empleada para medir directamente el flujo de calor se denomina calorimetría. Los microorganismos que viven en el suelo desempeñan diversas actividades que terminan afectando la calidad y productividad del suelo, es por ello que es importante su estudio. Nosotros empleamos calorimetría isotérmica para determinar qué efecto tienen los solventes metanol (MeOH), cloroformo ($CHCl_3$), acetato de etilo (AcOEt) y dimetilsulfóxido (DMSO) sobre la actividad microbiana del suelo. Se determinó la biomasa microbiana del suelo, la constante de crecimiento microbiano y el calor producido por la degradación de la fuente de carbono, entre otros parámetros termodinámicos. Los resultados obtenidos nos indican que el metanol y el cloroformo tendrían un marcado efecto negativo sobre la actividad microbiana, mientras que el dimetilsulfóxido sería el solvente menos perjudicial. Con respecto al acetato de etilo no están claros los resultados obtenidos.

Palabras clave: calor, calorimetría isotérmica, constante de crecimiento microbiano

INTRODUCCIÓN

El calor no es otra cosa que energía en tránsito y siempre se generará un flujo desde el cuerpo de mayor energía al cuerpo de menor energía (Levich, 1996). Básicamente la calorimetría es una técnica que mide ese flujo de calor. Todos los procesos físicos, químicos y biológicos están acompañados por el intercambio de calor con el medio que los rodea. Esto hace de la calorimetría una herramienta de uso muy amplio y variado. Los instrumentos utilizados por esta técnica para medir directamente el flujo de calor se llaman calorímetros. El primer calorímetro fue diseñado y construido por Laplace y Lavoisier en el año 1780 en el laboratorio privado de Lavoisier en París (Sella, 2016).

La calorimetría aplicada a los sistemas biológicos, posee la ventaja de ser una técnica general e inespecífica, no invasiva, no destructiva, sensible, que permite monitorear en tiempo real y en condiciones *in situ* lo que ocurre (Sigstad, 2013; Ning *et al.*, 2013). Es por ello que es muy utilizada en suelos (Barros *et al.*, 1995; Prado & Airoldi, 2000; Sigstad *et al.*, 2002). El suelo puede considerarse como un sistema bioquímico abierto donde cada perturbación está acompañada por la producción o absorción de calor.

La porción viviente del suelo constituye menos del 1% del volumen total del suelo, aún así, esta porción es indudablemente esencial para la producción de cultivos y la fertilidad del suelo (Alexander, 1980). De ese poco menos del 1%, la población microbiana sobresale de forma especial. Los microorganismos contribuyen al estado de agregación del suelo (Lynch & Bragg, 1985), intervienen activamente en los ciclos biogeoquímicos de los elementos (Madigan *et al.*, 2009), fijan el nitrógeno atmosférico para luego ser utilizado por las plantas (Pankhurst & Lynch, 1993) y son los principales degradadores de la materia orgánica. Es por ello que es importante su estudio.

Nos planteamos utilizar calorimetría isotérmica para evaluar el efecto de cuatro solventes orgánicos de uso frecuente en el laboratorio (Sesto Cabral *et al.*, 2008; Forero *et al.*, 2009), sobre la actividad microbiana del suelo. Los solventes seleccionados fueron: dimetilsulfóxido (DMSO), metanol (MeOH), cloroformo ($CHCl_3$) y acetato de etilo (AcOEt).

MATERIALES Y METODOS

Suelo

El suelo fue recolectado en Parque Norte, San Miguel de Tucumán, Provincia de Tucumán, Argentina (26°48'17.7"S 65°13'55.1"W). El suelo fue tamizado (2 x 2 mm) para eliminar restos de raíces y material grueso. Se tomó una alícuota para determinar humedad, y se dejó secar el suelo durante 7 días en el laboratorio; luego se lo guardó en bolsas de polietileno a 4 °C en la heladera hasta su utilización. Este suelo se identificó como suelo original no molido (SOnm). Se tomó otra porción del suelo original y luego de pasarla por el tamiz se la molió en un mortero y almacenó como se indicó previamente. Este suelo se identificó como suelo original molido (SOm).

Para la inoculación del suelo con los solventes se usaron *plugs* de 25 macetas. En cada maceta (105 cm^3, 9 cm de profundidad), se colocó una alícuota de 91,2 g de suelo seco (densidad aparente: 0,87 g cm^{-3}). Los suelos fueron llevados al 60% de su capacidad de retención de agua (CRA: 33%) mediante el añadido de la cantidad necesaria de agua. Luego se agregaron los solventes hasta obtener las concentraciones 1,0; 3,0 y 5,0 cm^3 kg^{-1}. Cada tratamiento usó SOnm como una réplica y SOm como la otra. Los *plugs* con las muestras de suelo tratadas con solventes y dos réplicas de suelo al 60% de su CRA sin solventes (suelo control, no molido y molido) fueron cubiertas con polietileno para conservar la humedad y dejadas a temperatura ambiente por el término de tres meses. Luego de este tiempo, las muestras se guardaron individualmente en bolsas de polietileno a 4 °C hasta su estudio. El suelo original nombrado en este trabajo es el suelo virgen, es decir que no fue inoculado con solventes ni incubado en *plugs* durante tres meses.

El contenido de humedad (CH) fue determinado por secado de una alícuota (x2) hasta peso constante a 105°C (Jackson, 1970). La densidad aparente y la capacidad de retención de agua (CRA) fueron determinadas por el método de la probeta (Tan, 2005).

Calorimetría

Se utilizó un calorímetro isotérmico del tipo conducción de calor por termopilas con arreglo mellizo diseñado y construido en la Universidad de Lund, Suecia (Sigstad *et al.*, 2002; Sesto Cabral *et al.*, 2008; Sesto Cabral & Sigstad, 2011). El calorímetro se calibra eléctricamente.

Las muestras de suelo (5,0 - 6,0 g) se estabilizaron en bolsas de polietileno al 60% de su CRA durante 24 h a 25°C. Luego, una cantidad adecuada de agua conteniendo glucosa fue añadida para que la muestra adquiera por un lado su CRA, y por el otro 3,0 mg de glucosa por gramo de suelo seco. Luego se homogeneizaron bien con las manos y se pesaron 1,0 - 1,5 g en la ampolla del calorímetro (8,0 cm^3) para realizar las mediciones. La ampolla se cerró herméticamente y se introdujo en el calorímetro. Después de 30 min (tiempo necesario para la estabilización del sistema) se adquirieron los valores de potencia térmica ($P = dQ / dt$) - tiempo (t) a 25°C. En la ampolla de referencia se colocó una cantidad de agar seco equivalente en peso. Paralelamente, se llevaron a cabo controles con suelo a su CRA sin el agregado de glucosa para corregir las curvas $P - t$ de crecimiento microbiano de otros efectos térmicos que no sean los de la degradación de la glucosa.

Usando Microsoft Excel 2010 (Microsoft Corporation) y el programa Origin 6.0 (Microcal, Inc.), las curvas obtenidas se convirtieron en curvas potencia térmica específica (p) – tiempo (t). Integrando dicha curva y multiplicando el valor del área por 3600 h^{-1}, obtuvimos el calor específico (- q) asociado con la degradación de glucosa. De la conversión semilogarítmica de la porción de la curva que indica el crecimiento exponencial microbiano y por análisis de regresión lineal ($\log p = \log p_0 + \mu t$) obtuvimos la constante de crecimiento de los microorganismos del suelo, μ, y el valor de p al tiempo cero ($t = 0$), p_0. También, la potencia térmica especifica del pico que se produce, p_t, y el tiempo cuando se produce, t_p, fueron obtenidos de estas curvas.

Para determinar la biomasa microbiana del suelo, BMS, un vial conteniendo una solución de NaOH 1 M fue introducido durante la fase *lag* de las curvas de crecimiento microbiano para determinar la producción de CO_2 (Sesto Cabral & Sigstad, 2011). Las curvas duplicados fueron promediadas y se les restó la curva promedio de los controles para obtener curvas promedios p - t del crecimiento microbiano debido a la degradación de glucosa. Los resultados son reportados como el promedio de por lo menos tres replicas ± SD (desviación estándar).

El test estadístico ANOVA de un factor se usó para determinar diferencias entre los promedios de los tratamientos, con el programa Origin 6.0 (Microcal Inc.).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La CRA (capacidad de retención de agua) del suelo estudiado dio un valor de 32,9 ± 0,1 %. Los microorganismos tienen su mayor actividad a esta humedad del suelo. La Tabla 1 muestra los valores de la biomasa microbiana del suelo original, el suelo control y los suelos tratados con solventes determinados calorimétricamente.

Tabla 1. Valores de biomasa microbiana (BMS) del suelo original (SO), el suelo control (SC) y los suelos tratados.

Solvente / cm^3 kg^{-1}	**BMS / µg g^{-1}**
0 SO	362,9 ± 21,8
0 SC	370,1 ± 18,8
1 DMSO	249,9 ± 9,1*
3 DMSO	302,2 ± 20,3*
5 DMSO	335,1 ± 7,8
1 $CHCl_3$	93,77 ± 7,3*
3 $CHCl_3$	232,0 ± 27,7*
5 $CHCl_3$	244,8 ± 52,9*
1 AcOEt	232,4 ± 56,8*
3 AcOEt	213,4 ± 23,9*
5 AcOEt	230,8 ± 8,8*
1 MeOH	258,7 ± 47,6*
3 MeOH	226,5 ± 13,6*
5 MeOH	174,3 ± 6,9*

* significativamente diferente con respecto al SC, $p < 0.05$

Podemos ver en la Tabla 1 que la biomasa microbiana para el suelo original no muestra diferencia significativa con el valor obtenido para el suelo control. Esto nos indicaría, que las diferencias observadas después de la incubación de los suelos inoculados son provocadas únicamente por el efecto de los solventes. La biomasa microbiana de los suelos tratados disminuyó con respecto al suelo control. El único suelo que no mostró diferencia significativa con el control, fue el suelo con 5,0 cm^3 kg^{-1} de DMSO. A pesar de mostrar una diferencia significativa, el suelo con 3,0 cm^3 kg^{-1} de DMSO, no se alejó mucho del valor del suelo control. Si bien no hay diferencias significativas entre los valores de BMS con la concentración de MeOH y DMSO, se encontró una relación lineal entre la BMS y la concentración del solvente. Al incrementar la concentración de MeOH, decrece la biomasa; ocurre lo contrario con DMSO, la biomasa aumenta cuando se incrementa la concentración de este solvente. Las relaciones que explican este comportamiento son: MeOH: $BMS = 298{,}3 - 24{,}7\ c$, $R^2 = 0{,}99$; DMSO: $BMS = 229{,}6 + 21{,}2\ c$, $R^2 = 0{,}99$. Esto nos sugiere que hay microorganismos que utilizan al DMSO como fuente de carbono empleando la ruta propuesta por De Bont *et. al.* (1981) que propone la formación de intermediarios azufrados volátiles con olor y el consumo de CO_2 en la ruta de la serina empleada por los metilótrofos. Los resultados de este trabajo respaldarían los datos obtenidos por calorespirometría presentados en otro trabajo.

En la Tabla 2 se muestran los parámetros termodinámicos calculados a partir de las curvas $p - t$ de todos los suelos. Los SCm y SOm, difieren en la potencia térmica específica del pico (p_t), como así también, en el tiempo del mismo (t_p). El valor de p_t del SCm y el SOnm, son los mismos. Lo mismo ocurre con el SCnm y el SOm, siendo el valor de estos más bajo que el de los primeros. Los mismos valores del t_p del SCnm y el SOnm, indicaría poblaciones microbianas similares; es por ello, que el suelo no molido sería el que sufrió menos modificaciones después de la incubación.

Los suelos tratados con las tres concentraciones de DMSO, exhiben valores termodinámicos similares. Los valores de p_t son más altos que del SCnm; son similares, junto con los valores de t_p, al SCm. Los suelos molidos tratados con AcOEt muestran valores de t_p iguales al del SCm, los suelos no molidos tratados con el mismo solvente muestran valores de t_p iguales al del SCnm.

Los microorganismos de los suelos tratados con 1 cm^3 kg^{-1} de DMSO, MeOH, $CHCl_3$ y AcOEt exhiben una constante de crecimiento microbiana, μ, más alta que la del suelo control. Fue reportado que cuando más alta es μ mayor es la afinidad de los microorganismos por el solvente (Chen *et al.*, 2009). Observando los valores del calor producido, $-q$, junto con los de la constante de crecimiento, μ, para los suelos tratados con 1 cm^3 kg^{-1} independientemente del solvente que se use, podríamos decir que utilizan a los mismos como nutrientes (Prado & Arioldi, 2000). Para las concentraciones

3 y 5 cm^3 kg^{-1}, los valores de μ no son significativamente diferentes del suelo control o son valores bajos, salvo dos excepciones (AcOEtnm 3 y 5 cm^3 kg^{-1}). El valor que toma μ con el suelo tratado con 5 cm^3 kg^{-1} de $CHCl_3$, es el más bajo de todos los valores. Esto era de esperarse, considerando que el $CHCl_3$ es usado en la fumigación de los suelos para esterilizarlos. Analizando los valores de μ de los suelos molidos y no molidos tratados con AcOEt; los suelos molidos exhiben valores más bajos o no diferentes que el control y los suelos no molidos muestran valores más altos que el control. Si relacionamos el t_p, - q y μ del suelo no molido tratado con las tres concentraciones de acetato de etilo, y las comparamos con el suelo control no molido, podríamos decir que el solvente no solo no afectó a los microorganismos sino que tuvo un efecto positivo; pero si observamos los valores de μ de los suelos molidos, no podemos decir lo mismo, por lo que podríamos pensar que el hecho de moler o no el suelo solo tiene incidencia cuando se emplea acetato de etilo para inocular los suelos.

Los valores de μ para los suelos tratados con $CHCl_3$ y MeOH decrecen linealmente con el incremento de la concentración del solvente. MeOH: $\mu = 0{,}167 - 0{,}006\ c$, $R^2 = 0{,}99$; $CHCl_3$: $\mu = 0{,}209 - 0{,}021\ c$, $R^2 = 0{,}99$.

Tabla 2. Valores del calor específico (-q) proveniente de la degradación de 3,0 mg g^{-1} de glucosa, tiempo de pico (t_p), potencia térmica específica del pico (p_t), potencia térmica específica sin glucosa (p_0) y constante de crecimiento microbiana (μ) para el suelo original (SO), el suelo control (SC) y los suelos tratados.

Suelo	t_p / h	p_0 / µW g^{-1}	p_t / µW g^{-1}	- q/ J g^{-1}	μ / h^{-1}
SCm	11,3 ± 0,2 ^{c}	22,6 ± 2,6 ^{a}	743,6 ± 43,9 ^{b}	11,3 ± 1,1 ^{a}	0,153 ± 0,006 ^{a}
SCnm	9,6 ± 0,2 ^{b}	22,6 ± 2,6 ^{a}	568,7 ± 55,6 ^{a}	11,3 ± 1,1 ^{a}	0,153 ± 0,006 ^{a}
SOm	8,8 ± 0,1 ^{a}	22,6 ± 2,6 ^{a}	568,7 ± 55,6 ^{a}	10,5 ± 0,4 ^{a}	0,153 ± 0,006 ^{a}
SOnm	10,1 ± 0,2 ^{b}	22,6 ± 2,6 ^{a}	743,6 ± 43,9 ^{b}	14,1 ± 0,8 ^{b}	0,153 ± 0,006 ^{a}
DMSO					
1	10,8 ± 0,2 ^{d}	12,6 ± 3,6 ^{b}	755,0 ± 50,1 ^{b}	12,5 ± 1,2 ^{a,b}	0,173 ± 0,010 ^{b}
3	11,2 ± 0,3 ^{c,d}	15,1 ± 0,2 ^{b}	771,0 ± 31,2 ^{b}	13,0 ± 0,7 ^{b}	0,168 ± 0,007 ^{a,b}
5	10,7 ± 0,3 ^{c,d}	12,0 ± 3,0 ^{b}	757,0 ± 54,5 ^{b}	13,5 ± 0,9 ^{b}	0,181 ± 0,014 ^{a,b}
MeOH					
1m	11,3 ± 0,2 ^{c}	29,5 ± 9,0 ^{a,c}	824,0 ± 129,0 ^{b,c}	15,7 ± 2,3 ^{b}	0,162 ± 0,025 ^{a,b}
1nm	9,2 ± 0,2 ^{a,b}	12,0 ± 2,9 ^{b}	495,0 ± 28,8 ^{a}	15,7 ± 2,3 ^{b}	0,162 ± 0,025 ^{a,b}
3m	10,7 ± 0,4 ^{b,c,d}	19,9 ± 1,9 ^{a}	695,0 ± 33,4 ^{b}	14,9 ± 1,7 ^{b}	0,148 ± 0,013 ^{a,c}
3nm	8,6 ± 0 ^{a}	19,9 ± 1,9 ^{a}	495,7 ± 69,9 ^{a}	14,9 ± 1,7 ^{b}	0,148 ± 0,013 ^{a,c}
5m	10,6 ± 0,4 ^{b,c,d}	28,8 ± 0,5 ^{c}	780,4 ± 27,8 ^{b}	12,9 ± 1,0 ^{b}	0,139 ± 0,001 ^{c}
5nm	8,9 ± 0,1 ^{a}	16,2 ± 0,3 ^{b}	445,3 ± 73,0 ^{a}	12,9 ± 1,0 ^{b}	0,166 ± 0,005 ^{a,b}
$CHCl_3$					
1m	11,5 ± 0,3 ^{c}	7,9 ± 1,8 ^{b}	801,2 ± 11,7 ^{b}	14,1 ± 0,9 ^{b}	0,185 ± 0,009 ^{b}
1nm	10,0 ± 0,1 ^{b}	7,9 ± 1,8 ^{b}	545,1 ± 0,1 ^{a}	14,1 ± 0,9 ^{b}	0,185 ± 0,009 ^{b}
3	10,0 ± 0,1 ^{b}	20,0 ± 3,6 ^{a}	751,7 ± 60,8 ^{b,c}	13,5 ± 3,5 ^{a,b}	0,150 ± 0,006 ^{a,c}
5	9,5 ± 0,5 ^{b}	95,50 ± 7,7 ^{d}	836,8 ± 18,2 ^{c}	15,2 ± 2,1 ^{a,b}	0,100 ± 0,002 ^{d}
AcOEt					
1m	11,0 ± 0,2 ^{c,d}	26,3 ± 0,9 ^{a}	760,7 ± 56,2 ^{b,c}	12,5 ± 0,6 ^{b}	0,137 ± 0,006 ^{c}
1nm	9,4 ± 0,1 ^{b}	12,6 ± 0,4 ^{b}	617,0 ± 10,4 ^{a}	15,2 ± 0,6 ^{b}	0,181 ± 0,001 ^{b}
3m	11,0 ± 0,1 ^{c,d}	24,6 ± 1,2 ^{a}	796,8 ± 18,0 ^{b}	15,2 ± 2,3 ^{b}	0,141 ± 0,003 ^{c}
3nm	9,4 ± 0,1 ^{b}	12,9 ± 2,1 ^{b}	696,0 ± 19,5 ^{a,b}	15,2 ± 2,3 ^{b}	0,187 ± 0,008 ^{b}
5m	11,0 ± 0,2 ^{c,d}	15,5 ± 3,6 ^{b}	847,3 ± 4,1 ^{d}	13,7 ± 1,2 ^{b}	0,156 ± 0,007 ^{a,b,c}
5nm	10,1 ± 0,1 ^{b}	15,5 ± 3,6 ^{b}	787,8 ± 14,4 ^{b}	13,7 ± 1,2 ^{b}	0,178 ± 0 ^{b}

Diferentes letras indican diferencias significativas entre los valores, $p < 0.05$

CONCLUSIONES

La calorimetría es una técnica que no insume mucho tiempo y permite un seguimiento constante de lo que ocurre en el sistema. Los resultados que se obtienen con ella se condicen con resultados de otras investigaciones.

Los resultados de nuestras investigaciones empleando calorimetría muestran que de los solventes empleados los que tendrían un marcado efecto negativo sobre la población microbiana del suelo serían el cloroformo y el metanol. El dimetilsulfóxido es el solvente que menos afectaría a los microorganismos del suelo. Aún no podemos dilucidar el efecto que ocurre en el suelo al ser inoculado con acetato de etilo.

La calorimetría permitió observar también el efecto que tiene moler el suelo sobre los microorganismos que en él residen. Un suelo molido sufre modificaciones de sus parámetros termodinámicos durante su almacenamiento.

BIBLIOGRAFIA

- Alexander, M. 1980. Introducción a la microbiología del suelo. A.G.T. México. 491.
- Barros, N; I Gomez-Orellana; S Feijóo & R Balsa. 1995. The effect of soil moisture on soil microbial activity studied by microcalorimetry. Thermochim. Acta 249: 161-168.
- Chen HL; J Yao; L Wan; F Wang; E Bramanti; T Maskow & G Zaray. 2009. Evaluation of solvent tolerance of microorganisms by microcalorimetry. Chemosphere 74: 1407-1411.
- De Bont, JAM; JP Van Dijken & W Harder. 1981. Dimethyl Sulphoxide and Dimethyl Sulphide as a Carbon, Sulphur and Energy Source for Growth of *Hjphomicrobium* S. J. Gen. Microbiol. 127: 315-323.
- Forero, JR; HI Castro & JA Guerrero. 2009. Extracción de plaguicidas en suelo empleando dióxido de carbono supercrítico-cosolventes. Rev. Colomb. Quim. 38: 425-434.
- Jackson, ML. 1970. Análisis Químicos de Suelos, 2da ed. Omega S.A. Barcelona, España. 662 pp.
- Levich VG. 1996. Curso de Física Teórica Vol. 1 y 2, 2° Edición. Editorial Reverté, S.A. España.
- Madigan, MT; JM Martinko; PV Dunlap & DP Clark. 2009. Ciclo de los nutrientes, biorremediación y simbiosis. En: Brock. Biología de los microorganismos. 12° edición. 769. Pearson Educación, S.A. Madrid, España. 1296 pp.
- Ning, XQ; WW Qiao; L Zhang & X Gao. 2013. Applications of Microcalorimetry in Environmental Sciences. Asian J. Chem. 25: 8838-8842.
- Pankhurst, CE & JM Lynch. 1993. The role of soil microbiology in sustainable intensive agriculture. Adv. Plant Pathol. 11: 233-235.
- Prado, AGS & C Airoldi. 2000. Effect of the pesticide 2,4-D on microbial activity of the soil monitored by microcalorimetry. Thermochim. Acta 349: 17-22.
- Sella A. 2016. Laplace´s calorimeter. https://www.chemistryworld.com/opinion/laplaces-calorimeter/1010082.article. Consultado en 2017.
- Sesto Cabral, M. E. & E. E. Sigstad. 2011. A new approach to determine soil microbial biomass by calorimetry. Journal of Thermal Analysis and Calorimetry 104: 23-29.
- Sesto Cabral, ME; AM Fortuna; EC de Riscala; CAN Catalán & EE Sigstad. 2008. Allelopathic activity of *Centaurea diffusa* and *Centaurea tweediei*: Effects of cnicin and onoopordopicrin on seed germination, phytopathogenic bacteria and soil. Allelopathy J. 21: 183-190.
- Sigstad, EE. 2013. Microcalorimetría. Fundamentos y aplicaciones en sistemas biológicos. Curso de posgrado. Universidad Nacional de Tucumán. Tucumán.
- Sigstad, EE; MA Bejas; MJ Amoroso & CI García. 2002. Effect of deforestation on soil microbial activity. A worm-composite can improve quality? A microcalorimetric analysis at 25 °C. Thermochim. Acta 394: 171-178.
- Tan, KH. 2005. Soil Sampling, Preparation, and Analysis. 2nd Ed. CRC Press, Taylor & Francis. Boca Raton, Florida, USA. 680 pp.

C6P17. DETERMINACIÓN DEL COCIENTE CALORESPIROMÉTRICO (p / rCO_2) DE SUELOS TRATADOS CON SOLVENTES ORGÁNICOS

Dominguez, A. Nicolás[b]; Schabes, Fanny I.[b] y Sigstad, E. Elizabeth[a,b*]

[a]INQUINOA - CONICET. [b]Instituto de Química Orgánica. Facultad de Bioquímica, Química y Farmacia. Universidad Nacional de Tucumán. Ayacucho 471. CP T 4000 INI. Tucumán. Argentina. lizzie@fbqf.unt.edu.ar

RESUMEN

La calorespirometría es una técnica, muy empleada en suelos, que permite la medición simultánea de la evolución de calor, p, y de CO_2 producidos por sistemas biológicos. El cociente calorespirométrico, p / rCO_2, permite evaluar aspectos metabólicos importantes de los sistemas biológicos. El CO_2 producido por los microorganismos que viven en el suelo proviene en su mayor parte de la descomposición de la materia orgánica y es un eslabón imprescindible en el ciclo del carbono. Los solventes dimetilsulfóxido (DMSO), metanol (MeOH), cloroformo ($CHCl_3$) y acetato de etilo (AcOEt) se usaron para evaluar qué efecto tenían sobre el cociente calorespirométrico. Se determinaron valores de pH y el contenido de carbono orgánico tanto en suelos tratados con solventes como en suelo sin tratar. Encontramos que los valores de p / rCO_2 para los suelos tratados exhibieron valores que supondrían que la capacidad mineralizadora de los microorganismos se ve afectada, produciendo menos cantidad de CO_2 a diferencia de los suelos no tratados, original y control, cuyos valores de p / rCO_2 coincidían con los valores normales.

Palabras clave: calorespirometría, biocalorimetría, metabolismo

INTRODUCCIÓN

La calorespirometría es una técnica calorimétrica que se utiliza para medir la evolución de dióxido de carbono (CO_2) del sistema que se estudia en simultáneo con la velocidad de producción de calor o potencia térmica, p. Es una técnica muy empleada en sistemas biológicos, como ser células animales, semillas, insectos y microorganismos (Kemp, 2000; Edelstein *et al.*, 2001; Acar *et al.*, 2004; Wadsö *et al.*, 2004). Como toda técnica calorimétrica, ofrece las ventajas de ser no destructiva y no invasiva. Mide en tiempo real y en condiciones *in situ* la cinética de los procesos que ocurren en el sistema (Sigstad, 2013; Ning, 2013). Por ello, es particularmente usada en suelos (Barros *et al.*, 2010; Barros *et al.*, 2011; Herrmann & Bölscher, 2015). La calorespirometría permite además conocer dos aspectos metabólicos importantes: las rutas metabólicas empleadas y la eficiencia del metabolismo de las células (Hansen *et al.*, 2004). Con esta técnica también se puede determinar la biomasa microbiana del suelo (Sesto Cabral & Sigstad, 2011). Los valores de potencia térmica, p, junto con los valores de velocidad de producción de CO_2 (rCO_2), dan el cociente calorespirométrico, p / rCO_2. La interpretación de dicho cociente, supone tener en cuenta la regla de Thornton, quien estableció que el valor de la entalpia de combustión para cualquier compuesto orgánico es aproximadamente constante en condiciones aerobias (Thornton, 1917) y de -455 kJ mol^{-1}. Otra forma de interpretarlo es establecer modelos bioquímicos, con la aplicación de ecuaciones (Hansen *et al.*, 2004).

El suelo es un sistema bioquímico abierto que posee poblaciones microbianas que son esenciales en el ciclo de los elementos, entre ellos el ciclo del carbono. La transformación de la materia orgánica del suelo en CO_2 (mineralización), supone dos aspectos importantes: el CO_2 producido contribuye a los gases de efecto invernadero (Herrmann *et al.*, 2014), los microorganismos son los que aportan la mayor cantidad a la atmósfera (Madigan *et al.*, 2009a); y por otro lado, la disminución de la materia orgánica del suelo, deteriora la calidad del mismo (Khan, 2013). El CO_2 que proviene del suelo, es en su mayor parte producto de la respiración microbiana, impulsada por la degradación de la materia orgánica (Barros & Feijóo, 2003)

En este trabajo, nos planteamos determinar el efecto que tienen los solventes metanol, dimetilsulfóxido, acetato de etilo y cloroformo (solventes orgánicos de uso frecuente en los laboratorios para vehiculizar al suelo sustancias hidrofóbicas (Sesto Cabral *et al.*, 2008; Forero *et al.*, 2009)) sobre el cociente calorespirométrico.

MATERIALES Y METODOS

Suelo

El suelo fue recolectado en Parque Norte, San Miguel de Tucumán, Provincia de Tucumán, Argentina (26°48'17.7"S 65°13'55.1"W). El suelo fue tamizado (2 x 2 mm) para eliminar restos de raíces y material grueso. Se tomó una alícuota para determinar humedad, y se dejó secar el suelo durante 7 días en el laboratorio; luego se lo guardó en bolsas de polietileno a 4 °C en la heladera hasta su utilización. Este suelo se identificó como suelo original no molido (SOnm). Se tomó otra porción del suelo original y luego de pasarla por el tamiz se la molió en un mortero y almacenó como se indicó previamente. Este suelo se identificó como suelo original molido (SOm).

Para la inoculación del suelo con los solventes se usaron *plugs* de 25 macetas. En cada maceta (105 cm^3, 9 cm de profundidad), se colocó una alícuota de 91,2 g de suelo seco (densidad aparente: 0,87 g cm^{-3}). Los suelos fueron llevados al 60% de su capacidad de retención de agua (CRA: 33%) mediante el añadido de la cantidad necesaria de agua. Luego se agregaron los solventes hasta obtener las concentraciones 1,0; 3,0 y 5,0 cm^3 kg^{-1}. Los *plugs* con las muestras de suelo tratadas con solventes (cada tratamiento usó SOnm como una réplica y SOm como la otra) y dos réplicas de suelo al 60% de su CRA sin solventes (suelo control, no molido y molido) fueron cubiertas con polietileno para conservar la humedad y dejadas a temperatura ambiente por el término de tres meses. Luego de este tiempo, las muestras se guardaron individualmente en bolsas de polietileno a 4 °C hasta su estudio. El suelo original nombrado en este trabajo es el suelo virgen, es decir que no fue inoculado con solventes ni incubado en *plugs* durante tres meses.

El contenido de humedad (CH) fue determinado por secado de una alícuota (x2) hasta peso constante a 105°C (Jackson, 1970). La densidad aparente y la capacidad de retención de agua (CRA) fueron determinadas por el método de la probeta (Tan, 2005). El pH fue medido con un electrodo de vidrio en una suspensión de suelo en agua desionizada (1:1) (Tan, 2005). El carbono orgánico (CO) fue determinado por el método de oxidación húmeda con $K_2Cr_2O_7/H_2SO_4$ (Mingorance *et al.*, 2007).

Calorespirometría

Se utilizó un calorímetro isotérmico del tipo conducción de calor por termopilas con arreglo mellizo diseñado y construido en la Universidad de Lund, Suecia (Sigstad *et al.*, 2002; Sesto Cabral *et al.*, 2008; Sesto Cabral & Sigstad, 2011). El calorímetro se calibra eléctricamente.

Las muestras de suelo (5,0 - 6,0 g) fueron estabilizadas en bolsas de polietileno al 60% de su CRA durante 24 h a 25°C. Luego, la muestra fue llevada a su CRA, se homogeneizó bien con las manos y se pesó una alícuota de suelo de entre 1,0 - 1,5 g en la ampolla del calorímetro (8,0 cm^3) para realizar la medición. La ampolla se cierra herméticamente y se introduce en el calorímetro. Después de 30 min (tiempo necesario para la estabilización del sistema) se adquieren los valores de potencia térmica (P) - tiempo (t) a 25°C. En la ampolla de referencia se colocó una cantidad de agar seco equivalente en peso.

Una vez que el sistema se equilibró y los valores de potencia térmica son constantes (P_1), un vial conteniendo una solución de NaOH 1 M, que actúa como trampa de CO_2, es introducido y se adquieren los valores de P correspondientes (P_2). Luego de adquirir valores por 1 - 2 h, el vial es removido y se mide el metabolismo microbiano nuevamente (P_3) (Criddle *et al.*, 1990). La velocidad de producción de CO_2 específica, $\boldsymbol{rCO_2}$, es calculada usando la expresión:

$$\boldsymbol{rCO_2 = \{P_2 - [(P_1 + P_3) / 2]\} / 109{,}4\ m} \quad \textbf{(1)}$$

El valor 109,4 kJ mol^{-1} es el calor de reacción del CO_2 con el NaOH 1 M para producir $CO_3^{=}$ (Mahmoudkhani & Keith, 2009), y m es el peso seco de la muestra de suelo. El cociente calorespirométrico, $\boldsymbol{p / rCO_2}$ (kJ mol^{-1}), está asociado con la capacidad mineralizadora de los microorganismos. Para determinar el cociente calorespirométrico p / rCO_2, se utiliza también el calor producido cuando no está el vial o respiración basal, $\boldsymbol{p}$, que viene dada por la expresión:

$$\boldsymbol{p = (P_1 + P_3) / 2\ m} \quad \textbf{(2)}$$

Los resultados fueron reportados como el promedio de por lo menos 3 mediciones (± SD) y se usó el test estadístico ANOVA de un factor para determinar diferencias entre los promedios de los tratamientos, con el programa Origin 6.0 (Microcal Inc.).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La CRA (capacidad de retención de agua) del suelo estudiado dio un valor de 32,9 ± 0,1 %; se trabajó con 33% de CRA. Esto es porque los microorganismos tienen su mayor actividad a esta humedad del suelo. La Tabla 1 muestra las propiedades químicas determinadas del suelo original, el suelo control y los suelos tratados con solventes.

Tabla 1. Valores de pH y carbono orgánico (CO) del suelo original (SO), el suelo control (SC) y los suelos tratados.

Solvente / $cm^3\ kg^{-1}$	pH	CO / $g\ kg^{-1}$
0 SO	6,2 ± 0,1	33,3 ± 4,6
0 SC	6,5 ± 0,1	32,8 ± 2,2
1 DMSO	5,9 ± 0,1*	36,3 ± 5,1
3 DMSO	6,2 ± 0,1	31,9 ± 1,5
5 DMSO	6,1 ± 0,6	35,5 ± 0
1 $CHCl_3$	6,3 ± 0,2	32,2 ± 3,4
3 $CHCl_3$	6,6 ± 0,3	29,5 ± 0,2
5 $CHCl_3$	6,6 ± 0,1	29,7 ± 3,5
1 AcOEt	6,7 ± 0,4	29,8 ± 2,0
3 AcOEt	6,7 ± 0,3	33,7 ± 2,3
5 AcOEt	6,7 ± 0,4	31,8 ± 1,0
1 MeOH	6,7 ± 0,3	31,0 ± 0,7
3 MeOH	6,9 ± 0,1*	31,8 ± 2,2
5 MeOH	6,7 ± 0,5	31,2 ± 1,8

* significativamente diferente con respecto al SC, $p < 0.05$

Los valores de pH de los suelos tratados no mostraron una diferencia significativa con respecto al suelo control, con excepción de los suelos con 1,0 $cm^3\ kg^{-1}$ de DMSO y 3,0 $cm^3\ kg^{-1}$ de MeOH, que mostraron un valor por debajo y por encima del control, respectivamente. El carbono orgánico de los suelos tratados no se vio afectado por los solventes, no se obtuvieron valores significativamente diferentes con respecto al control.

La Tabla 2 muestra los valores del cociente calorespirométrico. El suelo control y los suelos originales molidos y no molidos, exhiben valores típicos de degradación de carbohidratos en condiciones aerobias (-260 a -460 kJ mol^{-1}) (Barros, 2011). Los valores típicos que puede tomar el cociente calorespirométrico van desde cero hasta -600 kJ mol^{-1} (Hansen *et al.*, 2004). El valor de la constante de Thornton es -455 ± 15 kJ mol^{-1} O_2. Cabe desatacar que también es llamado equivalente oxicalórico. El cociente calorespirométrico puede ser más exotérmico que dicho valor cuando las condiciones están por fuera del rango normal de las condiciones de crecimiento (Hansen *et al.*, 2004). Valores medidos más altos que la constate de Thornton indican además que el proceso que se está dando en el sistema es en parte anaeróbico (Wadsö *et al.*, 2014). Los valores de todos los suelos tratados dieron por encima de esta constate, con excepción del suelo tratado con 3 $cm^3\ kg^{-1}$ de $CHCl_3$, que da un valor incluso más bajo que el de los suelos original y control. El suelo tratado con 5 $cm^3\ kg^{-1}$ de DMSO, exhibe el valor más exotérmico de todos, -1425 ± 8 kJ mol^{-1}. Valores tan exotérmicos fueron reportados para células animales que emplean rutas anaeróbicas (Kemp, 2000). Una de las características que podrían haber influido en la obtención de dicho cociente es la utilización de un aceptor/donador de electrones distinto del oxígeno en la respiración (Barros *et al.*, 2010). Creemos que a esta concentración, los microorganismos que están en condiciones aeróbicas, recurren a la anaerobiosis (Wadsö *et al.*, 2004), empleando el DMSO como aceptor de electrones, reduciéndolo a dimetilsulfuro (CH_3-S-CH_3), un compuesto volátil (Madigan *et al.*, 2009b); esta idea se ve reforzada con la presencia de aromas aliáceos en las muestras luego de las 24 h de haber iniciado el experimento.

Los valores medidos de los suelos tratados con todos los solventes estarían indicando que los solventes usados disminuyen la capacidad de los microorganismos para producir CO_2, o sea disminuirían su capacidad mineralizadora.

Tabla 2. Valores de velocidad de producción de CO_2 específica (rCO_2), respiración basal (p) y cociente calorespirométrico (p / rCO_2).

Suelo	**rCO_2 / pmol s^{-1} g^{-1}**	**p / µW g^{-1}**	**p/rCO_2 / kJ mol^{-1}**
SC	130,6 ± 12,2	50,2 ± 4,5	385 ± 1
SOm	103,6 ± 15,7	71,0 ± 5,2	373 ± 21
SOnm	103,6 ± 15,7	58,8 ± 1,0	373 ± 21
DMSO / cm^3 kg^{-1}			
1	67,0 ± 5,6	50,0 ± 1,8	823 ± 32
3	95,8 ± 8,9	54,8 ± 3,4	572 ± 49
5	43,0 ± 2,1	61,2 ± 3,4	1425 ± 8
MeOH / cm^3 kg^{-1}			
1	96,3 ± 9,4	74,9 ± 6,1	778 ± 15
3	60,2 ± 3,2	49,0 ± 3,9	728 ± 53
5	58,5 ± 0,6	46,1 ± 0,2	789 ± 5
$CHCl_3$ / cm^3 kg^{-1}			
1	101,4 ± 1,4	62,2 ± 5,2	584 ± 59
3	171,6 ± 5,7	45,6 ± 1,2	261 ± 8
5	72,7 ± 3,9	44,7 ± 5,5	619 ± 105
AcOEt / cm^3 kg^{-1}			
1	56,9 ± 2,4	36,8 ± 2,2	640 ± 4
3	62,3 ± 6,4	40,0 ± 2,8	546 ± 2
5	65,5 ± 4,9	31,9 ± 1,4	469 ± 16

CONCLUSIONES

Esta técnica demostró ser una técnica precisa, sensible y no destructiva. Es rápida ya que no insume mucho tiempo de preparación de la muestra, y permite el monitoreo constante y de fácil interpretación de lo que ocurre en el sistema que se estudia.

Los solventes, dimetilsulfóxido, metanol, cloroformo y acetato de etilo disminuirían la capacidad de los microorganismos para producir dióxido de carbono. Esto se evidencia al observar los valores medidos de p / rCO_2, mayores a la constante de Thornton. Se comprobó que moler el suelo no modificaría dicho cociente.

BIBLIOGRAFÍA

- Acar, EB; DD Mill; BN Smith; LD Hansen & GM Booth. 2004. Calorespirometric determination of the effects of temperature on metabolism of *Harmonia axyridis* (Col: Coccinellidae) from second instars to adults. Environ. Entomol. 33: 832-838.
- Barros, N & S Feijóo. 2003. A combined mass and energy balance to provide bioindicators of soil microbiological quality. Biophys. Chem. 104: 561-572.
- Barros, N; J Salgado; JA Rodríguez-Añón; J Proupín; M Villanueva & LD Hansen. 2010. Calorimetric approach to metabolic carbon conversion efficiency in soils. J. Therm. Anal. Calorim. 99: 771-777.
- Barros, N; S Feijóo & LD Hansen. 2011. Calorimetric determination of metabolic heat, CO_2 rates and the calorespirometric ratio of soil basal metabolism. Geoderma 160: 542-547.
- Criddle, RS; RW Breidenbach; DR Rank; MS Hopkin & LD Hansen. 1990. Simultaneous measurement of metabolic heat rate, CO_2 production, and O_2 consumption by microcalorimetry. Thermochim. Acta 172: 213-221.
- Edelstein, M; KJ Bradford & DW Burger. 2001. Metabolic heat and CO_2 production rates during germination of melon (*Cucumis melo* L.) seeds measured by microcalorimetry. Seed Sci. Res. 11: 265-272.
- Forero, JR; HI Castro & JA Guerrero. 2009. Extracción de plaguicidas en suelo empleando dióxido de carbono supercrítico-cosolventes. Rev. Colomb. Quim. 38: 425-434.
- Hansen, LD; C Macfarlane; N McKinnon; BN Smith & RS Criddle. 2004. Use of calorespirometric ratios, heat per CO_2 and heat per O_2, to quantify metabolic paths and energetics of growing cells. Thermochim. Acta 422: 55-61.
- Herrmann, AM & T Bölscher. 2015. Simultaneous screening of microbial energetics and CO_2 respiration in soil samples from different ecosystems. Soil Biol. Biochem. 83: 88-92.

- Herrmann, AM; E Coucheney & N Nunan. 2014. Isothermal Microcalorimetry Provides New Insight into Terrestrial Carbon Cycling. Environ. Sci. Technol. 48: 4344-4352.
- Jackson, ML. 1970. Análisis Químicos de Suelos, 2da ed. Ediciones Omega, S.A. Barcelona, España. 662 pp.
- Kemp, RB. 2000. "Fire burn and cauldron bubble" (W. Shakespeare): what the calorimetric ± respirometric (CR) ratio does for our understanding of cells?. Thermochim. Acta 355: 115-124.
- Khan, TO. 2013. Soils: Principles, Properties and Management. Springer. Bangladesh. 274 pp.
- Madigan, MT; JM Martinko; PV Dunlap & DP Clark. 2009a. Ciclo de los nutrientes, biorremediación y simbiosis. Brock. Biología de los microorganismos. 12° edición. 769. Pearson Educación, S.A. Madrid, España. 1296 pp.
- Madigan, MT; JM Martinko; PV Dunlap & DP Clark. 2009b. Diversidad metabólica: catabolismo de los compuestos orgánicos. Brock. Biología de los microorganismos. 12° edición. 704-705. Pearson Educación, S.A. Madrid, España. 1296 pp.
- Mahmoudkhani, M & DW Keith. 2009. Low-energy sodium hydroxide recovery for CO_2 capture from atmospheric air-Thermodynamic analysis. Int. J. Greenh. Gas Con. 3: 376-384.
- Mingorance, MD; E Barahona & J Fernández Gálvez. 2007. Guidelines for improving organic carbon recovery by the wet oxidation method. Chemosphere. 68: 409-413.
- Ning, XQ; WW Qiao; L Zhang & X Gao. 2013. Applications of Microcalorimetry in Environmental Sciences. Asian J. Chem.: 25, 8838-8842.
- Sesto Cabral, ME & EE Sigstad. 2011. A new approach to determine soil microbial biomass by calorimetry. J. Therm. Anal. Calorim. 104: 23-29.
- Sesto Cabral, ME; AM Fortuna; EC de Riscala; CAN Catalán & EE Sigstad. 2008. Allelopathic activity of *Centaurea diffusa* and *Centaurea tweediei*: Effects of cnicin and onoopordopicrin on seed germination, phytopathogenic bacteria and soil. Allelopathy J. 21: 183-190.
- Sigstad, EE. 2013. Microcalorimetría. Fundamentos y aplicaciones en sistemas biológicos. Curso de posgrado. Universidad Nacional de Tucumán. Tucumán.
- Sigstad, EE; MA Bejas; MJ Amoroso & CI García. 2002. Effect of deforestation on soil microbial activity. A worm-composite can improve quality? A microcalorimetric analysis at 25 °C. Thermochim. Acta 394: 171-178.
- Tan, KH. 2005. Soil Sampling, Preparation, and Analysis. 2nd Ed. CRC Press, Taylor & Francis. Boca Raton, Florida, USA. 680 pp.
- Thornton, WM. 1917. The relation of oxygen to the heat combustion of organic compounds. Philos. Mag. 33: 196-203.
- Wadsö, L; Y Li & J Bjurman. 2004. Measurements on two mould fungi with a calorespirometric method. Thermochim. Acta 422: 63-68.

C6P18. CARACTERIZACIÓN DE UN RESIDUO AGROINDUSTRIAL PARA SU UTILIZACIÓN COMO ENMIENDA ORGÁNICA

Duval, Matias E.[1]; Martínez, Juan M.[1,2]; García, Ramiro J.[1]; Pandolfo, Claudio E.[1,2]; Presotto, Alejandro D. [1,2]; Piñeiro, Andrea[3] y Miravalles, Marta T.[1]

[1]Departamento de Agronomía, Universidad Nacional del Sur. San Andrés 800. Bahía Blanca. Argentina. [2]Centro Recursos Renovables Naturales de la Región Semiárida (CERZOS)-CONICET. [3]ARGENTIERRA S.A. mduval@criba.edu.ar

RESUMEN

Los residuos o borras procedentes de la filtración del aceite obtenido en el proceso de extrusado-prensado del poroto de soja (*Glycine max* L. Merr.) pueden presentar un gran potencial para ser utilizados como enmiendas orgánicas en suelos agrícolas, a la vez que proporcionan un modo sencillo de gestionar los residuos generados por esa actividad. El objetivo de este trabajo fue caracterizar nutricionalmente el residuo proveniente del filtrado del aceite crudo producido por una empresa agrícola-ganadera del sudoeste bonaerense, y establecer su valor como enmienda para cultivos extensivos. Con ese fin se realizaron las siguientes determinaciones analíticas: pH, conductividad eléctrica (CE), carbono orgánico total (COT), fósforo (P), nitrógeno (N), potasio (K), azufre (S), calcio (Ca), magnesio (Mg), boro (B), cobre (Cu) y zinc totales (Zn). El análisis de las muestras demostró que las variables pH (6,9), CE (2,42 dS m^{-1}), COT (526 g kg^{-1}) y Nt (25,0 g kg^{-1}) presentaron valores acordes a los catalogados en la literatura como enmiendas de alta calidad. Además, se observaron contenidos balanceados de N y P (N:P= 5) que encuadran con los requerimientos del trigo (*Triticum aestivum* L.), cultivo predominante de la región. A partir de estos resultados se concluye que las borras provenientes de la filtración de aceite de soja podrían utilizarse en su forma física original como enmienda orgánica con el fin de brindar mayor productividad y sostenibilidad a los sistemas productivos de la zona semiárida.

Palabras clave: Borras, composición química, soja

INTRODUCCIÓN

En la actualidad, un número cada vez mayor de empresas agrícola-ganaderas le confieren un mayor valor agregado a su producción, frente a la necesidad de aumentar los niveles de rentabilidad. Una de las alternativas más exploradas en este sentido, y que se difundió en paralelo con el fuerte incremento de la superficie destinada al cultivo de soja en nuestro país (18,7 millones de ha sembradas en la campaña 2017/18), ha sido la instalación de plantas de extrusado-prensado en origen para la obtención de aceite crudo y expellers. Ambos productos son destinados a la elaboración de biodiesel y la alimentación animal, respectivamente. En el caso del aceite, durante el proceso de purificación se generan desechos o borras, para los cuales es necesario identificar alternativas de uso que permitan lograr valorizar este residuo. La reutilización de residuos orgánicos supone un doble efecto para el ambiente. Por un lado, se logra disminuir la presencia de éstos en el medio y por otro, su aplicación al suelo debidamente tratados permitiría mejorar las condiciones físicas, químicas y biológicas del mismo. En este sentido, el alto costo de los fertilizantes químicos y su baja eficiencia en zonas semiáridas transforman a este residuo agroindustrial (RA) en una fuente alternativa de nutrientes y materia orgánica (MO) para los suelos agrícolas. El uso de RA de fácil acceso y de bajo costo garantiza la sostenibilidad de la producción, una nutrición más equilibrada de los cultivos y la mitigación o reducción de los impactos ambientales, desempeñando un papel clave en las prácticas dirigidas a una agricultura sostenible (García-Gómez *et al*., 2005). Numerosos estudios han evaluado el uso de materiales orgánicos como una técnica de restauración y aumento de la fertilidad del suelo (Donn *et al*., 2014). Estos beneficios son el resultado del aumento de la MO del suelo a corto plazo y el aumento de la estabilidad estructural, la capacidad de retención de agua, la permeabilidad y la infiltración en el largo plazo, mejorando el crecimiento y desarrollo de la vegetación (Muñoz-Rojas *et al*., 2016).

Una enmienda orgánica es cualquier material orgánico, incluidos los compost, abonos animales, residuos de cultivos y agroindustriales que se incorporan al suelo o se aplican sobre la superficie para mejorar el crecimiento de las plantas (SSSA, 2008) y la fertilidad del suelo (Diacono & Montemurro, 2010). Para su uso como enmienda orgánica, la calidad de un residuo está determinada por la sumatoria de diferentes características y propiedades; las especificaciones generalmente están determinadas por los niveles mínimos admisibles de sustancias requeridas o los límites máximos tolerables para los no deseados (Hogg *et al*., 2002). Características como la humedad, MO y contenido de carbono, contenido y formas de nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K), metales pesados, salinidad, pH, entre otros, determinan la calidad de un residuo (Lasaridi, 1998). Por ejemplo, la concentración de sales en las enmiendas orgánicas (reflejada por la

conductividad eléctrica) puede influir negativamente en la capacidad de germinación de las semillas y el crecimiento de las plantas, ya que disminuye el potencial osmótico del medio.

En general, los residuos generados a partir del procesamiento de semillas de oleaginosas contienen altos niveles de nutrientes, principalmente N y P. Tienen un alto contenido de MO y una variedad de micronutrientes (Blatt, 1991; Jongtae, 2010). Además, los efectos de la enmienda sobre la disponibilidad de nutrientes del suelo están altamente influenciados por la tasa de mineralización. Para algunos nutrientes, como N, P y azufre (S), este efecto depende principalmente de la relación C:N, C:P y C:S, respectivamente (Eghball, 2000; Sodhi *et al*., 2009). El P es un recurso no renovable que destaca la importancia de desarrollar y utilizar fuentes alternativas para su provisión en el marco de una agricultura sostenible, siendo las borras un producto promisorio para tal fin. Sin embargo, no existen investigaciones previas dirigidas a reutilizar este residuo con fines agrícolas, ya sea de forma directa o previa transformación. El objetivo de este trabajo fue caracterizar nutricionalmente el residuo (borras) proveniente de la filtración del aceite obtenido por extrusado-prensado del poroto de soja, y evaluar su potencial utilización como enmienda para cultivos extensivos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Toma y acondicionamiento de muestras

Para este estudio se utilizaron borras resultantes del proceso de filtración del aceite de soja obtenido en el establecimiento agrícola-ganadero ARGENTIERRA, ubicado en el Partido de Coronel Dorrego, Pcia. de Buenos Aires. Las submuestras del RA se tomaron de manera aleatoria y representativa, las cuales se homogeneizaron para obtener muestras compuestas (tres). Para los análisis químicos las muestras se secaron en estufa a 40 °C y se conservaron en recipientes de plástico. Los resultados de los análisis realizados fueron referidos al peso seco. Todas las determinaciones se llevaron a cabo por triplicado.

Determinaciones químicas

Se determinaron las siguientes propiedades químicas:

- pH en agua (relación 1:10 enmienda/agua destilada).
- Conductividad eléctrica (CE, dS m^{-1}) se realizó un extracto acuoso en una relación 1:10 (enmienda/agua destilada). Después de 60 minutos de reposo y posterior filtrado se midió la CE a 25 ºC con un conductímetro.
- Nitrógeno orgánico total (Nt) por el método Kjeldahl (Bremner, 1996).
- La MO total se determinó por pérdida de peso por ignición durante 4 horas a 550 °C según la metodología propuesta por Basil *et al*. (2009). Luego, se convirtió a carbono orgánico total (COT) utilizando el factor de conversión igual a 1,8 (Basil *et al*., 2009).
- Fósforo (P), Potasio (K), Azufre (S), Calcio (Ca), Magnesio (Mg), Boro (B), Cobre (Cu) y Zinc (Zn) por espectrometría de absorción atómica (Kabata-Pendias & Pendias, 2001).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla 1 se detallan los resultados del análisis químico del RA. En la actualidad existen criterios estandarizados utilizados por la Unión Europea (UE) (Decisión 2001/688/EC) en los cuales se estipulan los requisitos que deben reunir los residuos o productos utilizados como enmiendas para que su uso o aplicación no afecte la salud humana y ambiental. La CE es uno de los parámetros más importantes como indicador para enmiendas orgánicas, sobre todo cuando estas son utilizadas como sustratos para la germinación de semillas. Dicho parámetro presentó valores inferiores a 2,5 dS m^{-1}, nivel considerado tolerable por plantas de sensibilidad media (Lasaridi *et al*., 2006). Por su parte, los valores de pH fueron cercanos a 7,0. En la mayoría de los estándares nacionales que definen límites de pH, las enmiendas orgánicas deben tener un valor de pH dentro del rango de 6,0-8,5 para asegurar la compatibilidad con la mayoría de las plantas (Hogg *et al*., 2002). Se observaron contenidos elevados de COT (526 ±1,20 g kg^{-1}) conforme el criterio utilizado por la UE, según el cual los residuos utilizados como enmiendas no deberían contener niveles inferiores a 200 g COT kg^{-1}. Otros autores sugieren valores de COT de al menos 350 a 400 g kg^{-1} (Seoánez Calvo *et al*., 2000).

La literatura en el tema menciona que la aplicación de enmiendas orgánicas en dosis razonables, mejora el crecimiento de las plantas en parte por el incremento de los niveles de nutrientes disponibles (Quédraogo *et al*., 2001). El rango de valores de Nt en las muestras del RA se hallaron entre 23,5 a 26,8 g kg^{-1}, valores muy superiores al rango de referencia (10,0 a 20,0 g kg^{-1}) sugerido por Alexander (1994). Esto refleja el aporte significativo de N por parte de este

RA. Sin embargo, es necesario considerar que el N presente en dicho RA, como el de los otros nutrientes, no está totalmente disponible en el corto plazo para el cultivo (Sullivan, 2008), y es importante determinar la capacidad de degradabilidad y liberación de nutrientes, dado que las concentraciones totales no indican la capacidad de liberación en el tiempo (Leconte, 2010). Entre los metales pesados analizados, tanto Cu como Zn presentaron valores muy inferiores a los limites considerados perjudiciales para las personas y animales que consuman las plantas fertilizadas con estos RA (USEPA, 1993). En general, para la región semiárida donde el cultivo preponderante es el trigo (Martínez *et al.*, 2015), los requerimientos para producir una tonelada de grano son 30 kg y 5 kg de N y P, respectivamente (García & Correndo, 2016). Por lo tanto, teniendo en cuenta los valores potenciales de estos nutrimentos, este RA los aportaría de manera balanceada, lo cual se refleja en la relación N:P (5). La relación C:N, relacionada con la tasa de descomposición de los residuos orgánicos (Heal *et al*., 1997) presentó valores inferiores a 30:1, lo cual puede suponer que ocurran procesos de mineralización neta del RA (Clark *et al*., 1997).

Tabla 1: Resultados del análisis químico en las muestras analizadas.

Parámetros	Unidad	Valor ±Desvío estándar
CE	dS m^{-1}	2,42 ±0,15
pH		6,9 ±0,2
Carbono orgánico total	g kg^{-1}	526 ±1,20
Nitrógeno		25±1,73
Fósforo		5,0 ±0,66
Calcio		1,1 ±0,15
Potasio		6,0 ±0,33
Magnesio	mg kg^{-1}	770 ±17
Azufre		485 ±64
Boro		25 ±2,4
Cobre		10 ±2,2
Zinc		22 ±12
C:N		21 ±1,0
C:P		106 ±14
C:S		1093 ±143
N:P		5,0 ±1,1

En un estudio en el que se evaluaron 28 muestras diferentes de enmiendas orgánicas, Campitelli (2010) consideró que valores elevados de COT (597 a 610 g kg^{-1}) y Nt (18,5 a 22,1 g kg^{-1}) junto con valores de pH cercanos a la neutralidad (6,2 a 7,5) son características deseables que pueden contribuir a mejorar las propiedades físicas y químicas del suelo y, por lo tanto, pueden considerarse materiales orgánicos de alta calidad. A partir de los datos analizados, es posible afirmar que el RA evaluado en este estudio, utilizado como enmienda orgánica, puede contribuir a mejorar las propiedades físicas y químicas del suelo, y mejorar la disponibilidad de nutrientes para los cultivos, considerándose un residuo de alta calidad.

CONCLUSIONES

El RA derivado del proceso de filtrado del aceite obtenido por extrusado-prensado del poroto de soja puede considerarse un residuo de alta calidad debido a los altos niveles de COT y los contenidos balanceados de N y P, parámetros considerados representativos en la asignación de calidad de enmiendas orgánicas. Sin embargo, su utilización como enmienda orgánica requiere conocer en detalle los procesos de mineralización y liberación de nutrientes por parte del RA.

AGRADECIMIENTOS

Trabajo realizado en el marco del Proyecto de Vinculación Tecnológica de la Universidad Nacional del Sur (UNS): Alternativas para la gestión de residuos generados por una empresa agrícola-ganadera que agrega valor a la propia producción de granos oleaginosos (VT38-UNS10435). Los autores también agradecen la colaboración prestada por la empresa ARGENTIERRA S.A. para la elaboración de este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

- Alexander, RA. 1994. Standards and guidelines for compost use, Biocycle, 35(12): 37-41.
- Basil, G; MJ Mazzarino; L Roselliv & F Letourneau. 2009. Efecto del compost de biosólidos en la producción de plantines de Austrocedrus chilensis (ciprés de la cordillera). Ci. Suelo 27(1): 49-55.
- Blatt, CR. 1991. Comparison of several organic amendments with a chemical fertilizer for vegetable production. Sci Hortic 47: 177-191.
- Bremner, JM. 1996, Nitrogen-Total. In Sparks DL. (Ed.) Methods of soil analysis. Part 3 Chemical methods. SSSA Book Ser. 5. SSSA, Madison, WI. p. 1103-1108.
- Campitelli, P. 2010. Calidad de compost y vermicompuestos para su uso como enmiendas orgánicas en suelos agrícolas. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Córdoba, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Escuela para Graduados, Ciudad de Córdoba. 231 pp.
- Clark, AJ; AM Decker; JJ Meinsiger & MS Mcintosh. 1997. Kill date of vetch, rye, and a vetch-rye mixture: I. Cover crops and corn nitrogen. Agron. J. 89: 427-434.
- Diacono, M & F Montemurro. 2010. Long-term effects of organic amendments on soil fertility: a review. Agron. Sustain. Dev. 30: 401-422.
- Donn, S; RE Wheatley; BM Mckenzie; KM Loades & PD Hallett. 2014. Improved soil fertility from compost amendments increases root growth and reinforcement of surface soil on slope. Ecol. Eng. 71: 458-465.
- Eghball, B. 2000. Nitrogen mineralization from field-applied beef cattle feedlot manure or compost, Soil Sci. Soc. Am. J. 64: 2024-2030.
- García, FO & AA Correndo. 2016. Cálculo de requerimientos nutricionales. Planilla de cálculo para estimar la absorción y extracción de nutrientes de cereales, oleaginosas, industriales, forrajeras y hortalizas. IPNI, Programa Latinoamérica Cono Sur. Acassuso, Bs. As., Argentina. Disponible en: http://lacs.ipni.net/article/LACS-1024 (revisado 10/03/2018).
- García-Gómez, A; MP Bernal & A Roig. 2005. Organic matter fractions involved in degradation and humification processes during composting. Compos. Sci. Util. 13: 127-135.
- Heal, OW; JM Anderson & MJ Swift. 1997. Plant Litter Quality and Decomposition: An Historical Overview. In: Cadish, G & KE Killer (Eds.). Driven by Nature: Plant Litter Quality and Decomposition. pp. 3-30.
- Hogg, D; E Favoino; M Centemero; V Caimi; F Amlinger; W Devliegher; W Brinton & S Antler. 2002. Comparison of compost standards within the EU, North America and Australia, The Waste and Resources Action Programme (WRAP), Oxon.
- Jongtae, L. 2010. Effects of application methods of organic fertilizer on growth, soil chemical properties and microbial densities in organic bulb onion production. Sci Hortic 124: 299–305.
- Kabata-Pendias, A & H Pendias. 2001. Trace Elements in Soils and Plants (3rd ed.), CRC Press, Boca Raton, FL pp. 413.
- Lasaridi, KE. 1998. Compost Stability: A Comparative Evaluation of Respirometric Techniques. PhD Thesis, Department of Civil Engineering, University of Leeds, Leeds, UK.
- Leconte, MC. 2010. Efecto del agregado de estiércol de gallina en el compostaje de aserrín y cascarilla de arroz. En tesis de Doctorado Universidad Nacional del Noreste. Corrientes. pp. 199.
- Martínez, JM; JA Galantini & MR Landriscini. 2015. Eficiencia en el uso del nitrógeno del trigo en la región semiárida de Buenos Aires (Argentina): efectos de la dosis y momento de aplicación. Agriscientia XXXII: 15-27.
- Muñoz-Rojas, M; TE Erickson; KW Dixon & DJ Merritt. 2016. Soil quality indicators to assess functionality of restored soils in degraded semiarid ecosystems. Restor. Ecol. 24: S43-S52.
- Quédraogo, E; A Mando & N Zombré. 2001. Use of compost to improve soil properties and crop productivity Ander low input agricultural system in West Africa. Agric. Ecosyst. Environ. 84: 259-266.
- Seoánez Calvo, M; E Bellas Velasco, P Ladaria Sureda & P Seoánez Oliet. 2000. Tratado de reciclado y recuperación de productos de los residuos. Ed. Mundi-Prensa. Madrid. España, pp. 605.
- Sodhi, GPS; V Beri & DK Benbi. 2009. Soil aggregation and distribution of carbon and nitrogen in different fractions under long-term application of compost in rice–wheat system, Soil Till. Res. 103: 412-418.
- Soil Science Society of America. 2008. Glossary of Soil Science Terms. Edited by Soil Science Society of America. ISBN: 978-0-89118-851-1.
- Sullivan, DM. 2008. Estimating Plant-available Nitrogen from Manure. Oregon State University Extension Publication, EM8954-E. Oregon State University, USA, pp. 21.
- USEPA, 1993. Standards for the use or disposal of sewage sludge. Fed. Reg. 58 (32): 9248-9415.

C6P19. OCURRENCIA Y CONCENTRACION DE GLIFOSATO EN ROTACIONES AGRICOLAS SOBRE SUELOS MOLISOLES EN EL SUDOESTE CHAQUEÑO

Luzzi, J.I.[1]; Aparicio, V.C.[2]; Ledda, A.R.[3] y Borelli, V.[4]

[1]Becaria Inta Conicet, [3, 1,4] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental Agropecuaria Las Breñas, Km 224 Ruta 89, Las Breñas, Chaco, Argentina. [2] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental Agropecuaria Balcarce, Km 73.5, Ruta 226, Balcarce, Buenos Aires, Argentina. johanaluzzi@gmail.com – luzzi.johana@inta.gov.ar

RESUMEN

En Argentina, el uso de glifosato ha aumentado exponencialmente en los últimos años como resultado de la adopción generalizada de la siembra directa (SD) en combinación con cultivos genéticamente modificados (GM) con eventos de resistencia al glifosato. Esto ha generado un incremento de consumo de herbicidas en el orden del 36% respecto a los utilizados en la labranza convencional. El uso masivo de este herbicida ha creado preocupación sobre su posible impacto ambiental, especialmente en ambientes susceptibles. El presente trabajo analizó presencia de residuos de glifosato y de su metabolito de degradación AMPA como resultado del manejo de agroquímicos realizado en una rotación agrícola típica del sudoeste chaqueño durante tres ciclos agronómicos en suelo del orden Molisoles. Las precisas determinaciones fueron obtenidas por cromatografía líquida de alta resolución (UPLC M/M) Los resultados exhibieron presencia de glifosato y AMPA en el suelo, detectándose en concentraciones de 35,5 a 216 µg Kg de suelo y 8 a 244,5 µg Kg de suelo respectivamente, trascurridos 27 días desde la última aplicación (DDA) de 2,8 L ha^{-1} (sal potásica 66,2 % e.a. 54%).

Palabras claves: herbicida, cuantificación, subtropical

INTRODUCCION

Actualmente, en el mundo hay cerca de 63 millones de hectáreas (has) de tierra bajo sistema de labranza conservacionista, cero o SD, la mayoría ubicadas en USA y Brasil (Nyamangara *et al.*, 2013). Argentina cuenta con una superficie de 31 millones de has dedicadas a la agricultura de las cuales, tres cuartas partes del área destina a siembra de GM (soja, maíz y algodón), donde 78,5% de esas tierras agrícolas se encuentran bajo sistema de labranza conservacionista SD (Aapresid, 2014-2015). Si desglosamos la producción de granos en cereales y oleaginosas, actualmente se observa un predominio de superficie sembrada con oleaginosas (Aparicio *et al., 2015*).

La SD es considerada un sistema productivo importante para reducir la pérdida de carbono orgánico (CO) de los suelos y aumentar su secuestro, ya que en primer lugar cambia las condiciones físicas del suelo, disminuyendo las tasas de descomposición de CO y aumentando el aporte de residuos (rastrojos) al suelo (Huang *et al.*, 2010; Domínguez *et al.*, 2009). Rojas & Guevara (2012), observaron que, con mayor predominio de algodón, la calidad del suelo disminuía significativamente al finalizar una secuencia de 3 años de rotaciones. Roldán *et al.* (2013) informaron que la introducción de cultivos con mayor volumen de residuos propició el aumento de CO particulado (COP) en la capa superficial del suelo. Además la incorporación de gramíneas en la rotación es una forma de manejar la dinámica CO en el suelo, por la cantidad y calidad de los residuos que aportan.

La SD, como sistema de producción sustentable tiene en la rotación de cultivos una de las herramientas más importantes y válidas para mejorar el funcionamiento de los agro ecosistemas. La rotación de cultivos es una práctica de manejo ampliamente recomendada que propicia el efecto combinado de factores múltiples entre los que se incluyen la reducción de plagas y enfermedades, la menor presencia de malezas, el uso más eficiente del agua, el incremento de la calidad de suelo y la mayor actividad biológica (Nyamangara *et al.*, 2013), por lo tanto, la producción de cultivos.

La expansión de la frontera agrícola junto a la adopción de un paquete tecnológico que involucra el sistema de SD y el uso de cultivos GM derivó en una dependencia operativa del uso intensivo de insumos, principalmente de herbicidas. El consumo de agroquímicos y fertilizantes creció un 47,1% en 2016, al mismo tiempo que la producción tuvo un incremento del 10,5%, según un estudio realizado por la consultora Investigaciones Económicas Sectoriales (IES)

El requerimiento de glifosato ha aumentado drásticamente desde su introducción en los años 80, alcanzando las 200.000 toneladas en el año 2012, incrementando así la demanda de herbicidas en el orden del 36% respecto a los requeridos en labranza convencional.

La forma más común que el glifosato se acumula en el suelo sucede cuando es sorbido por compuestos como arcillas, fosfatos, materia orgánica (MO), óxidos de aluminio y hierro reduciendo éstos su degradación microbiana. Sin embargo, el papel de algunos compuestos del suelo como la MO y la arcilla en la sorción es ambiguo. Mientras que algunos estudios han demostrado que no está relacionado con los contenidos de MO (Borggaard y Gimsing, 2008), una investigación reciente demostró que el glifosato puede reaccionar fácilmente con MO, promoviendo su acumulación en suelo (Gros *et al.,* 2017). De acuerdo con Gimsing *et al.*, (2007) la sorción del glifosato no está relacionada con el contenido de arcilla del suelo, pero Okada *et al*., (2016) han demostrado que está influenciado por los contenidos de arcilla en suelos limosos, arcillo-limosos y franco-limosos de diferentes regiones de Argentina.

La aplicación agronómicamente correcta de un plaguicida no asegura que su destino final sea la plaga a controlar. Desde el momento de la aplicación, los ´´ caminos del glifosato´´ son varios y su masa se disipa en el ambiente, por ej.: una parte suele quedar suspendida en el aire o adherida al material particulado de la atmósfera, y puede volver a caer al suelo tras una precipitación, o trasladarse a otras áreas donde no fue aplicado, por el efecto del movimiento de las masas de aire (erosión eólica), el agua de escurrimiento, ya sea por exceso de precipitaciones o riego puede provocar el traslado de la molécula a cursos de agua superficial, puede lixiviar a través del perfil de suelo hacia el agua subterránea e incluso puede ser absorbido por el cultivo y tener como destino, el grano o la fibra (Aparicio; *et a.* 2017)

En suelos de Argentina se analizó el polvo resultante de la erosión del mismo (Aparicio *et al.*, 2014) hallándose contenidos de glifosato y AMPA más altos a mayor altura desde el suelo, disminuyendo la concentración del herbicida al aumentar el tamaño de partícula, alertando el riesgo que genera el transporte de polvo por medio del aire. (Bento *et al.*, 2017).

Estudios de erosión eólica en Chaco, Santiago del Estero y La Pampa, han analizado sedimentos de suelo suspendidos en el aire a 1.5 metros de altura enriquecidos con glifosato y AMPA en concentraciones de 580 µg Kg^{-1} (*en prensa* Aparicio, 2018)**.**

Estudios del suelo agrícola de la región semiárida central de Argentina han demostrado que glifosato se encontraba presente en el polvo respirable (RD) emitido por diferentes fuentes (suelo a granel y fracciones de tamaño agregado) en concentraciones de glifosato y AMPA de 4 a 17 y 4 a 9 µg Kg de suelo, mayores que la fuente de emisión, indicando que se acumulan en el RD (Mendez *et al*., 2017).

Asimismo, ambas moléculas se detectaron en corrientes de agua superficial en Argentina (Aparicio *et al.*, 2013). Monitoreos de agua contenidas en aljibes y represas destinadas al consumo humano realizados en Santiago del Estero han determinado presencia de glifosato y AMPA en concentraciones 1.32 y 0.54 µg. L^{-1} (Mas *et al.*, 2017). En el agua de lluvia almacenada en aljibes, en Pampa del Infierno (provincia. de Chaco) se detectó la presencia de varios plaguicidas, entre ellos glifosato y AMPA (Bonilla *et al.*, 2017).

Teniendo en cuenta las prácticas habituales que los productores agropecuarios realizan en la región, el requerimiento de herbicidas que conlleva y el riesgo de contaminación que implica, se considera importante la realización del presente trabajo con el objetivo de exponer el manejo de una rotación agrícola común desarrollada en el sudoeste chaqueño durante tres campañas agrícolas a fin de evaluar ocurrencia y concentración del herbicida glifosato y su principal metabolito de degradación AMPA en el suelo por cromatografía líquida de alta resolución UPLC MS/MS

MATERIALES Y MÉTODOS

El lote de producción en siembra directa está situado en la estación experimental agropecuaria EEA INTA Las Breñas, provincia del Chaco, comprende una superficie de 22 has. (coordenadas 27° 4'0.22"S 61° 2'48.07"O) con un historial de rotaciones de cultivos detallados en Tabla 1.

El suelo es del orden Molisoles que comprende dos series de suelo: *serie Tizón* (Haplustol óxico) de textura pesada, moderadamente pobre en MO, con capacidad de intercambio catiónico elevada y penetración efectiva de raíces inferior a 1 m. Posee una alta capacidad de retención de agua hasta los 160 cm de profundidad. Sus principales limitantes son erosión hídrica moderada y drenaje imperfecto. Tiene un alto contenido en fósforo; débilmente ácido en superficie y ligeramente alcalino en profundidad; rico en calcio y magnesio. No obstante estas limitaciones, es un importante suelo agrícola, de Capacidad de Uso Clases II, III y IV (Ledesma & Zurita *et al.,* 1994) y *serie Las Breñas* (Durustol éntico, de textura media, bien provisto de materia orgánica, buena capacidad de retención de agua hasta los 160 cm de profundidad siendo sus principales limitaciones son susceptibilidad a la erosión hídrica, disminución de materia orgánica una vez

desmotado, alto porcentaje de duri nódulos en el horizonte C, sub fase1 $_{L1L1f2h1}$: fase textura media, erosión hídrica ligera sub fase 2$_{L2f2h2d2}$: fase textura media, erosión hídrica moderada, drenaje imperfecto).

La clasificación climática para ésta región corresponde a un clima subtropical húmedo (Köppen, 1.936) donde las temperaturas máximas promedian los 28,1 ºC anuales y las mínimas unos 14,9 ºC, dando una temperatura media anual de 21,1 ºC .El promedio anual de precipitaciones en la EEA Las Breñas es de 946,0 mm con un notable descenso en los promedios mensuales desde mayo a septiembre, en estos 5 meses se registran sólo el 14% del total anual. La variabilidad de precipitaciones entre años es muy notable y esto hace que los valores oscilen entre 513,5 mm (año 2008) y 1550,1 mm (año 1986) (Herrera, G. 2007)

Las muestras de suelo fueron tomadas para cada serie a cuatro (4) profundidades: 1 (0-5), 2 (5-10), 3 (10-20) y 4 (20-30) cm. El acondicionamiento consistió en secar el suelo en estufa durante 24 horas a 30ºC, luego las muestras fueron molidas y tamizadas por malla de 2 mm. En el laboratorio se tomaron 5 gr de suelo por muestra a las que se les agregó glifosato marcado (isotopo 1, 3, 13 C, 15 N) previamente a la etapa de extracción. Las alícuotas obtenidas fueron derivatizadas durante 24 horas con FMOC-CL (fluorenilmetilcloroformiato) en acetonitrilo en la oscuridad. El exceso de FMOC-CL se eliminó con diclorometano. Finalmente la fase acuosa de cada muestra fue pasada por filtros de nylon de 0.22 mm a viales cromatografica para la detección química de glifosato y AMPA por cromatografía líquida de alta resolución UPLC MS/MS.

Tabla 1: Cultivos presentes en la rotación, fecha de siembra, malezas presentes, rendimiento y dosis de glifosato, malezas presentes.

Cultivo	Aplicaciones	Dosis (L.ha$^{-1)}$	Malezas presentes	Rdto. (Kg ha$^{-1)}$
Soja 2014/2015 Fecha de siembra 18/12/2014	08/12/2014 18/12/2014 06/01/2015 28/01/2015	2,5 1,5 2 2	*Conyza bonariensis Anoda cristata* *Borreria verticillata*	2,100
Algodón 2015/2016 Var. NuOpal Fecha de siembra 23/11/2015	17/12/2015	2	*Sorghum halepense* *Conyza bonariensis* *Chloris dandyana* *Parietaria debilis* *Verbena litorales* *Sphaeralcea bonariensis*	2,900
Maíz 2016/2017 Híbrido P 1833 HVY Fecha de siembra 18/01/2017	26/07/2017 03/10/2017	2,5 2,8	*Sorghum halepense* *Chloris dandyana* *Conyza bonariensis* *Verbena litorales* *Parietaria debilis*	4,590

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación se presentan los resultados de las determinaciones físicas-químicas (Tabla 2) y cuantificación sintetizada de glifosato + AMPA evaluados a cuatro profundidades de suelo en las dos series estudiadas

El contenido de CIC y MO tuvieron una tendencia decreciente en relación a la profundidad. De acuerdo a lo citado por Gutiérrez *et al*. (2009) para la serie Tizón al estado natural el valor promedio de MO ronda en 4,14%, determinado en el espesor superficial. A diferencia de las variables anteriores, el contenido de fósforo (P) prosiguió un incremento con la profundidad.

Glifosato y AMPA presentaron variabilidad de concentración en las estratificaciones (profundidad) para las series estudiadas, no habiéndose detectado un patrón de comportamiento definido.

Sin discriminar estratos, en ambas series de suelo en general se observó que las concentraciones de glifosato fueron mayores que las concentraciones de AMPA. Si bien AMPA es también degradado en el suelo, su degradación es generalmente más lenta que la del glifosato debido a que su adsorción a partículas de suelo posiblemente sea más fuerte

que con el glifosato y/o por la menor posibilidad de penetrar las paredes celulares o las membranas de los microorganismos del suelo (USDA, 1984).

Tabla 2: Determinaciones físicas y químicas del suelo de ensayo.

Serie	Sub fase	Profundidad cm	GLY µg Kg	AMPA µg Kg	GLY+AMPA	M.O %	CIC Meq/100gr	Fosforo mg kg-1
Tizón	Tizón	1	19,5	8	31,5	2,25	20,25	87
Tizón	Tizón	2	43	10	58	1,23	18,21	88
Tizón	Tizón	3	45	19,5	74,25	1,46	18,67	98
Tizón	Tizón	4	53,5	108,5	216,25	1,35	20,5	91
Las Breñas	Lasbreñas1	1	76,5	101	228	2,13	16,71	31
Las Breñas	Lasbreñas1	2	35,5	20	65,5	1,8	16,05	95
Las Breñas	Lasbreñas1	3	44,5	16,5	69,25	1,8	16,05	98
Las Breñas	Lasbreñas1	4	79,5	37,5	135,75	1,8	16,05	105
Las Breñas	Lasbreñas2	1	87	244,5	453,75	1,68	15,8	107
Las Breñas	Lasbreñas2	2	526	34	577	1,68	15,8	81
Las Breñas	Lasbreñas2	3	216	47,5	287,25	1,68	15,8	88
Las Breñas	Lasbreñas2	4	50,5	26,5	90,25	1,68	14,9	94

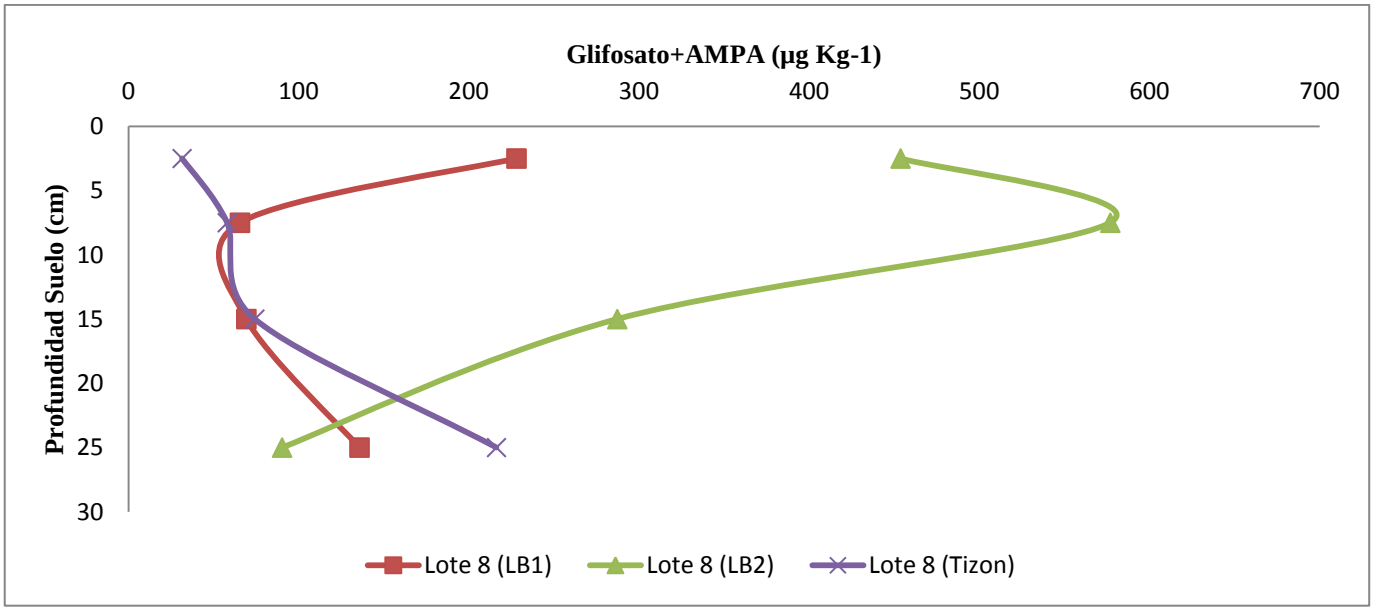


Figura 1: Cuantificación de Glifosato +ácido aminometilfosfonico AMPA en suelos Molisoles

Se considera que el glifosato se degrada fácilmente en el suelo, pero su persistencia varía ampliamente, por la vida media (DT50) que oscila entre 1 y 197 días y su DT90 (tiempo requerido para que el 90% del glifosato aplicado inicialmente desaparezca del suelo) entre 40 y 280 días (Bergstroem *et al.*, 2011; Yang et al., 2015). Se encontró que el AMPA es más persistente en el suelo que el glifosato, y su vida media varía entre 23 y 958 días (Yang *et al.*, 2015)

Bento *et al* (2016) probaron el efecto de la temperatura y la humedad del suelo sobre la disipación de glifosato logrando demostrar que las tasas de mineralización se incrementan con el aumento de la temperatura y la humedad del suelo, persistiendo 30 veces más en condiciones de frío + seco que en condiciones cálidas + húmedas.

Respecto a serie Las Breñas subfase 1 tanto la concentración de glifosato y AMPA tuvieron sus picos máximas en los primeros 0-5 cm de superficie con 76,5 y 101 µg Kg respectivamente, decreciendo entre los 5-20 cm próximos, con valores de 44,5 y 16,5 µg Kg . Por otra parte, Bento *et al.*, (2017) encontraron una correlación positiva entre los contenidos de glifosato y AMPA y los contenidos de arcilla y MO, pudiendo explicar este hallazgo.

En serie Tizón, a diferencia de Serie Las Breñas, los menores contenidos de glifosato y AMPA fueron observados en superficie, posiblemente debido a los altos contenidos de limo que presenta la serie en la capa arable.

CONCLUSIONES

Las proyecciones en el país indican que la superficie sembrada con cultivos genéticamente modificados continuará en aumento. La expansión del área sembrada y la búsqueda de incrementos en los rendimientos de cultivos resistentes a glifosato como soja y en menor medida del maíz, conllevan a un mayor consumo del herbicida.

Se detectaron concentraciones mensurables de glifosato y AMPA en el suelo de estudio en un rango de concentraciones de 19.5 – 526 y 8 - 244.5 µg Kg^{-1} de suelo respectivamente trascurridos 27 días desde la última aplicación (DDA) de 2.8 $lt.ha^{-1}$ de sal potásica e.a. 54%).

Glifosato y AMPA presentaron variabilidad de concentración en las estratificaciones (profundidad) para las series estudiadas, no habiéndose detectado un patrón de comportamiento definido.

En ambas series de suelos sin discriminar estratos, en general se observó que las concentraciones de AMPA fueron menores que las concentraciones de glifosato.

Se sugiere hacer un correcto uso de herbicidas, particularmente de glifosato, contemplando las prácticas de Manejo Integrado de Malezas (MIM) a fin de obtener óptimos resultados en control de malezas, evitando así efectos no deseados como proliferación de malezas tolerantes y generación de resistencias, (suelo, agua, aire, efectos de stacking y carriover, contaminación de matrices ambientales, etc.) debido a que estos suelos se encontrarían en áreas altamente susceptibles a la erosión eólica.

Además sería conveniente seguir explorando el comportamiento del herbicida en suelos, como asi también en aguas superficiales y subterráneas de la zona de estudio.

AGRADECIMIENTOS:

Agradezco al Dr. Eduardo De Gerónimo y a los Sres. Natalia Gulle, Agustín Mosca y Luis Alonso de la EEA INTA Balcarce por su hospitalidad y ayuda en las determinaciones realizadas. También expreso mi gratitud a los Sres. Nelson Schenaiter, Emanuel Soto y Matias Irrazabal por la ayuda brindada a campo en la toma de muestras de suelos.

BIBLIOGRAFÍA

- Aparicio, VC; De Gerónimo, E; Marino, D; Primost, J; Carriquiriborde, P; Costa, JL. 2013. Destino ambiental del glifosato y el ácido aminometilfosfónico en aguas superficiales y el suelo de las cuencas agrícolas Quimiosfera , 93 , pp. 1866 – 1873
- Aparicio, VC; Aimar, S; De Gerónimo, E; Buschiazzo, D; Méndez, MJ; Costa, JL. 2014. Contenidos de glifosato y AMPA en sedimentos producidos por la erosión eólica de suelos agrícolas en Argentina. Asamblea General de la Unión Europea de Geociencias. Viena, Austria.
- Aparicio, VC; De Gerónimo, E; Hernández. K; Perez. D; Portcarrero, R; Vidal,C. 2015. Los plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiente. INTA Ediciones.
- https://inta.gob.ar/sites/default/files/inta_plaguicidas_agregados_al_suelo_2015.pdf
- Aparicio, V.; Costa, J L. 2017. Los plaguicidas agregados al suelo y su destino en el ambiene. Plaguicidas en el ambiente. Ediciones Inta 2017.Pag 50-63
- Asociación Argentina de Productores en Siembra Directa (Aapresid) .Estimación de superficie en siembra directa Campaña 2014-2015
- https://www.aapresid.org.ar/wp-content/uploads/2016/10/Estimación-de-superficien-en-SD-1.pdf
- Bento, C; Yang, X ;Gort, G; Xue,S;van Dam , R; f Zomer, P; fGJ Mol f, H; Ritsema, C; Geissen, V. 2016. Persistencia del glifosato y del ácido aminometilfosfónico en el suelo loess bajo diferentes combinaciones de temperatura, humedad del suelo y luz / oscuridad
- Bento, C; Goossens, D ; Rezaei, M; Riksen , M; Hans G; Ritsema, C ; Geissen, V. 2017 . Distribución de glifosato y AMPA en sedimentos erosionados por el viento derivados del suelo loess.
- Bergstroem L. , Boerjesson E. , Stenstroem J.Laboratorio y estudios de lisímetro de glifosato y ácido aminometilfosfónico en una arena y un suelo de arcillaJ. Environ. Qual. , 40 (2011) , pp. 98 – 108

- Bonilla Y, Arreghini S, Lobert F, Aparicio V, Serafini R, Iorio F, Korol S & Gallego A. 2017. Análisis de la calidad del agua de consumo en una población rural de la Plaguicidas en el Ambiente 2017 61 provincia de Chaco. Congreso Internacional Agua, Ambiente y Energia, Mendoza, Argentina.
- Borggaard y Gimsing, 2008.Destino del glifosato en el suelo y la posibilidad de lixiviación a aguas subterráneas y superficiales: una revisión. Pest Manag. Sci. , 64 (2008) , pp. 44 – 56
- Bozzo de Bum, M.2010. Persistencia del glifosato y efectos de sucesivas aplicaciones en el cultivo de soja en agricultura continua en siembra directa sobre parámetros biológicos del suelo. Tesis Mgter. Universidad de la Republica, Facultad de Ciencias, Maestria en Ciencias Ambientales. Montevideo, Uruguay.
- CensoNacionalAgropecuario2008 . Fecha de consulta Diciembre 2017
- www.indec.gov.ar/nivel4_default.asp?id_tema_1=3&id_tema_2=8&id_tema_3=87
- Dominguez, GF; NV Diovisalvi; GA Studdert & MG Monterubbianesi. 2009. Soil organic C and N fractions under continuous cropping with contrasting tillage systems on mollisols of the southeastern Pampas. *Soil Till Res.* 102: 93-100.
- Erriksson, K.; 1975. Roundup. Weeds and weeds Control. 16: 15-6.
- Franz, JE; Mao, M. K., Sikorski, J. A., 1997. Glyphosate: a unique global herbicide. Washington, DC, American Chemical Society. 653p. (American Chemical Society Monograph 189)
- Gimsing, C; Szilas , OK; Borggaard .2007. Sorción de glifosato y fosfato por suelos tropicales de carga variable de Tanzania. Geoderma, 138, pp. 127 – 132
- Gros, P; Ahmed, A; Kühn, O; Leinwebe, P. 2017. Unión de glifosato en el suelo según lo revelado por experimentos de sorción y modelado cuántico-químico Sci. Env total, 586 , pp. 527 – 535
- Gutiérrez, N.CV.;Venialgo, C. Gutiérrez, J. R. 2009. Materia organica en sistemas de labranza y cultivos en la serie Tizón.Facultad de Ciencias Agraria UNNE - EEA INT A Las Breñas. Chaco.
- Herrera, G.A. 2007. Boletín meteorológico anual. Estación experimental agropecuaria.
- https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-clima_eea_lb.pdf
- Huang, S; NY Sun; WY Rui; WR Liu & WJ Zhang. 2010. Long-term effect of no-tillage on soil organic carbon fractions in a continuous maize cropping system of Northeast China. *Pedosphere* 20(3): 285-292.
- Investigaciones Económicas Sectoriales (IES) 2016.
- www.conclusion.com.ar/politica/economia/el-consumo-de-agroquimicos-y-fertilizantes-crecio-casi-un-50-durante-2016/01/2017/
- Ledesma, L.& Zurita, J . 1994. Los suelos del departamento 9 de Julio (Chaco). Convenio entre el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) y Gobierno de la Provincia del Chaco por intermedio de Ministerio de Agricultura y Ganadería. Programa Estudio y Extensión en Suelos de la Provincia del Chaco
- Mas, L; Aparicio, V; De Gerónimo. D & Costa, J. L. 2017. Pesticides in water sources from the East of Santiago del Estero, Argentina. EGU General Assembly
- Mendez, M; Aimar S B; Aparicio, VC; Ramírez, N B; Buschiazzo, H; De Geronimo, E; Costa, J L. 2017.Contenido de glifosato y ácido aminometilfosfónico (AMPA) en el polvo respirable emitido por un suelo agrícola de la región semiárida central de Argentina.
- Nyamangara, J; E Nyazaradzo Masvaya; R Tirivavi & K Nyengerai. 2013. Effect of hand-hoe based conservation agriculture on soil fertility and in selected smallholder areas in Zimbabwe. *Soil Till Res.* 126: 19-25.
- Okada , E; Costa , J ; Bedmar, F. 2016. Adsorción y movilidad de glifosato en suelos indiferentes bajo labranza cero y labranza convencional Geoderma, 263, pp. 78 – 85.
- Rojas, JM & GS Guevara. 2012. Efecto de rotaciones con algodón como cultivo principal en propiedades del suelo. XIX Congreso Latinoamericano y XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata -16 al 20 de abril de 2012.
- Roldan, M.F; Rojas, J.M.; Guevara, G.S. 2013. Efecto de diferentes rotaciones de cultivos bajo siembra directa sobre el carbono orgánico particulado de un Argiustol en el Chaco subhúmedo. Inta ediciones.
- inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-inta_efecto_de_diferentes_rotaciones_en_el_cop_jornad.pdf
- USDA. 1984. Forest Service. Pesticide background Statements.p.61-672. In USDA:Agriculture Handbook Nº 633. Vol.1. Herbicide. Part 2.
- Yang X., Wang F., Bento C;PM , Xue S. , Gai L. , van Dam R. , y col.Transporte a corto plazo de glifosato con erosión en suelo de loess chino - un experimento de canalSci. Total Environ. , 512-513 (2015), pp. 406 – 414.

C6P20. DETERMINACION DE GLIFOSATO-AMPA EN SISTEMAS PRODUCTIVOS BAJO ROTACION AGRICOLA EN SUELOS MOLISOLES DEL SUDOESTE CHAQUEÑO

Luzzi, J.I.[1]; Aparicio, V.C.[2]; Ledda, A.R.[3]; Sauer, V.M.[4] y Borelli, V.[5]

Becaria Inta Conicet[1], [1, 3, 4,5] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental Agropecuaria Las Breñas, Km 224 Ruta 89, Las Breñas, Chaco, Argentina. [3] Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), [2] Estación Experimental Agropecuaria Balcarce, Km 73.5, Ruta 226, Balcarce, Buenos Aires, Argentina. johanaluzzi@gmail.com – luzzi.johana@inta.gob.ar

RESUMEN

En el país el uso de glifosato ha aumentado desde su introducción en los años 80, alcanzando 200.000 toneladas en 2012 y representando el 80% del total de herbicidas comercializados Este aumento fue impulsado principalmente por la expansión de la frontera agrícola debido a la adopción de cultivos biotecnológicos, especialmente soja, donde el glifosato no sólo es utilizado para el control de malezas, sino también para barbecho químico. La siembra directa en combinación con la rotación de cultivos intenta contribuir a la sustentabilidad de los sistemas de producción, al mantener y/o mejorar las condiciones físico-químicas de los suelos, aportando materia orgánica, favoreciendo la actividad y degradación microbiana, etc. El objetivo del este trabajo fue determinar la presencia y concentración de glifosato y AMPA, en un suelo del orden Molisoles del sudoeste chaqueño, bajo un ensayo comparativo conformado por tres rotaciones agrícolas (1- Monocultivo de soja, 2- Maíz; Girasol Sorgo; Soja y 3- Girasol Cultivo de cobertura; Maíz).Las muestras de suelo correspondientes a cada tratamiento fueron tomadas a dos profundidades: 0-5 cm y 5-30 cm, las cuales fueron procesadas previamente para ser analizadas por cromatografía líquida de alta resolución UPLC MS/MS. Los datos arrojados revelan la presencia de glifosato y AMPA en el suelo en rango de concentraciones de 9.5 a 717 µg Kg-1 y de 10 a 273 µg Kg-1 respectivamente, transcurridos 89 días de la aplicación del herbicida. Se observaron los valores más altos del herbicida y su metabolito de degradación AMPA en el monocultivo de soja, tanto en los primeros 0-5 cm como en los 5-30 cm de profundidad, ocasionando el riesgo de contaminación de otras matrices ambientales por acción de erosión eólica e hídrica.

Palabras clave: herbicidas, monocultivo, subtropical

INTRODUCCIÓN

En Argentina, la producción agrícola se basa fundamentalmente en un paquete tecnológico que combina cultivos transgénicos (GM), siembra directa (SD) y agroquímicos. Así, los GM (soja, maíz y algodón) ocupan casi 25 millones de hectáreas (has.), esto es, cerca de tres cuartas partes del total sembrado en el país (SIIA, 2015). La superficie agrícola está representada por 34.475.464 has, de las cuales 31.027.918 has. (90 %) se encuentra bajo SD (Aapresid, 2015), donde la opción más utilizada para el control de malezas durante el ciclo de cultivo y el período de barbecho es de forma química.

La siembra directa en combinación con la rotación de cultivos intenta contribuir a la sustentabilidad de los sistemas de producción al mantener y/o mejorar las condiciones físico-químicas de los suelos, mediante el aporte de rastrojos, enriqueciéndolos con materia orgánica (MO) de diferente origen y composición, favoreciendo la actividad microbiana y la degradación de compuestos, interrumpiendo ciclos de plagas y enfermedades, etc., entre otros beneficios

En el país el uso de glifosato ha aumentado drásticamente desde su introducción en los años 80 alcanzando 200.000 toneladas en 2012 y representando el 80% del total de herbicidas comercializados (CASAFE, 2012). Este escenario ha sido alentado por la introducción de genotipos resistentes al glifosato (soja, maíz y algodón) y al sistema de SD, que han permitido reducir de los costos de producción (Satorre, 2005).

El área cultivada en Sudamérica actualmente representa 43% del área mundial sembrada con soja (*Glycine max*.) (FAOSTAT, 2011). En algunos países, los sistemas extensivos de cultivo están predominantemente dominados por soja, principalmente como un único cultivo anual.

En suelos Molisoles, el aumento en la frecuencia del cultivo de soja reduce el almacenamiento de carbono orgánico en macro agregados (> 250 µm) localizados en los 0-5 cm superficiales, demostrando además que existe una relación inversa entre la relación C/N y la proporción de glifosato mineralizado (Rampoldi, 2007).

Todas aquellas prácticas agronómicas que favorecen la acumulación de MO constituyen una forma efectiva de reducir el transporte de contaminantes a los restantes horizontes. De todos los factores que intervienen en el efecto rotación, la influencia de las secuencias de cultivos sobre los contenidos de MO y la dinámica del nitrógeno (N) es una de las más antiguas y universalmente reconocidas (Bullock, 1992). La MO es el principal responsable de la sorcion de los herbicidas (Shea, 1989) su incorporación, cantidad y composición dependen de las diferentes rotaciones de cultivos que se realicen.

La degradación microbiana se considera el proceso más importante de transformación para determinar la persistencia de herbicidas en el suelo (Souza *et al*., 1999). Este proceso se lleva a cabo tanto en condiciones aeróbicas como anaeróbicas por la microflora que se encuentra en el suelo. Los metabolitos principales son glioxilato y ácido aminometilfosfónico (AMPA) que finalmente se degrada en agua, dióxido de carbono, amoniaco y fosfato (Dick & Quinn, 1995).

El objetivo del presente trabajo fue evaluar la presencia y concentración de glifosato y AMPA en un suelo de ensayo de larga duración (ELD) conformado por rotaciones agrícolas contrastantes, (entre ellos monocultivo de soja) a fin de obtener información vinculada a la secuencia de cultivos en suelos Molisoles del sudoeste chaqueño.

MATERIALES Y MÉTODOS

El sitio de ensayo se encuentra ubicado en la Estación Experimental Agropecuaria de INTA Las Breñas (Provincia del Chaco) localizado en la latitud 27º3′58.74” y longitud 61º3′24.24” ,forma parte de un ELD iniciado en el año 2005, estructurado en ciclos, con duración de tres años cada uno, diagramado bajo un diseño en bloques completos al azar, con cuatro repeticiones por tratamiento, cuyas parcelas de 40 m de largo x 17 m de ancho están bajo SD sobre las cuales se evaluó entre otros, los siguientes tres tratamientos: 1)monocultivo soja, 4) y 6) rotaciones en las que se incorporaron gramíneas a la sucesión de cultivos (Tabla 1).

El suelo es un Haplustol óxico, Serie Tizón de textura pesada, moderadamente pobre en MO, con capacidad de intercambio catiónico elevada y penetración efectiva de raíces inferior a 1 m. Sus principales limitantes son erosión hídrica moderada y drenaje imperfecto. Tiene un alto contenido de fósforo; débilmente ácido en superficie y ligeramente alcalino en profundidad; rico en calcio y magnesio. No obstante estas limitaciones, es un importante suelo agrícola, de Capacidad de Uso Clases II, III y IV (Ledesma, & Zurita 2004). La clasificación climática para ésta región corresponde a un clima subtropical húmedo, donde las temperaturas máximas promedian los 28,1 ºC anuales y las mínimas unos 14,9 ºC, dando una temperatura media anual de 21,1 ºC. El promedio anual de precipitaciones en la EEA Las Breñas es de 946,0 mm con un notable descenso en los promedios mensuales desde mayo a septiembre, en estos 5 meses se registran sólo el 14% del total anual. (Herrera, 2007). Las condiciones climáticas de la zona influye en la lixiviación, siendo esta incompleta; el porcentaje de eluviación – iluviación es más lento; el contenido de MO disminuye y los horizontes A son más delgados y de colores más claros.

Tabla 1: Esquema de rotaciones de cultivos y herbicidas utilizados.

Rotacion1	**SOJA**	**SOJA**	**SOJA**
Barbecho	GLY+ATRAZINA+24D	GLY+ATRAZINA+24D	GLY+ATRAZINA+24D
Preemerg	GLY+PROMETRINA+ACETOCLOR	GLY+PROMETRINA+ACETOCLOR	GLY+PROMETRINA+ACETOCLOR
Posemerg	GLY+CLETODIM	GLY+CLETODIM	GLY+CLETODIM
Rotacion4	**MAIZ**	**GIRASOL-SORGO**	**SOJA**
Barbecho	GLY+ATRAZINA+2.4D	GLY+2.4D-GLY+ATRAZNA+2.D	GLY+ATRAZINA+24D
Preemerg	GLY+ATRAZINA+ACETOCLOR	ACETCLOR+PROMTRNA-ATZ	GLY+PROMETRINA+ACETOCLOR
Posemerg	ATRAZINA+2.4D	CLETODIM-2.4D	GLY+CLETODIM
Rotacion6	**GIRASOL-C C (TRIGO)**	**MAIZ**	**SOJA**
Barbecho	GLY+2.4D	GLY+2.4D	GLY+2.4D+DICLOSULAM
Preemerg	ACETOCLOR+PROMETRINA	ATRAZINA+ACETOCLOR	ACETOCLOR+PROMETRINA
Posemerg	CLETODIM - 2.4D	ATRAZINA	GLY

CC: Cultivos de Cobertura.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación se presentan los resultados de las determinaciones físicas-químicas (Tabla 2) y cuantificación sintetizada de glifosato + AMPA evaluados a dos profundidades de suelo en la serie estudiada.

Tabla 2: Determinaciones físicas-químicas de suelo, Glifosato y AMPA en tres rotaciones comparativas, cada una de ellas estratificada en dos profundidades.

TRATAMIENTOS.	Prof. cm	C.E dS/m	GLY µg Kg^{-1}	GLY µg Kg^{-1} D. estándar	AMPA µg Kg^{-1}	AMPA µg Kg^{-1} D. Estándar	Da gr cm^{-3}	P	CIC	MO %
Mon Sj	0-5	0.32	37.5	**345** 370,73	72.5	**101,375** 117,126	1.34	115	19.7	2
Mon Sj	0-5	0.28	610.5	-	273.5	-	1.34	130	19.7	2
Mon Sj	5-30	0.21	15		15		-	126	21.8	1.8
Mon Sj	5-30	0.2	717	-	44.5	-	-	88	21.8	1.8
Rotac2	0-5	0.32	29	**52,62** 75,559	82	**56** 53,902	1.35	105.5	22	3.13
Rotac4	0-5	0.15	165	-	119.5	-	1.35	105	22	3.13
Rotac4	5-30	0.22	9.5		10		-	93	21.4	1.9
Rotac4	5-30	0.21	7	-	12.5	-	-	96.2	21.4	1.9
Rotac4	0-5	0.29	66	**104,33** 85,231	46	**54,833** 39,988	1.27	95.2	21.2	2.73
Rotac6	0-5	0.2	202	-	98.5	-	1.27	115	21.2	2.73
Rotac6	5-30	0.19	45	-	20	-	-	118.4	21.5	1.87

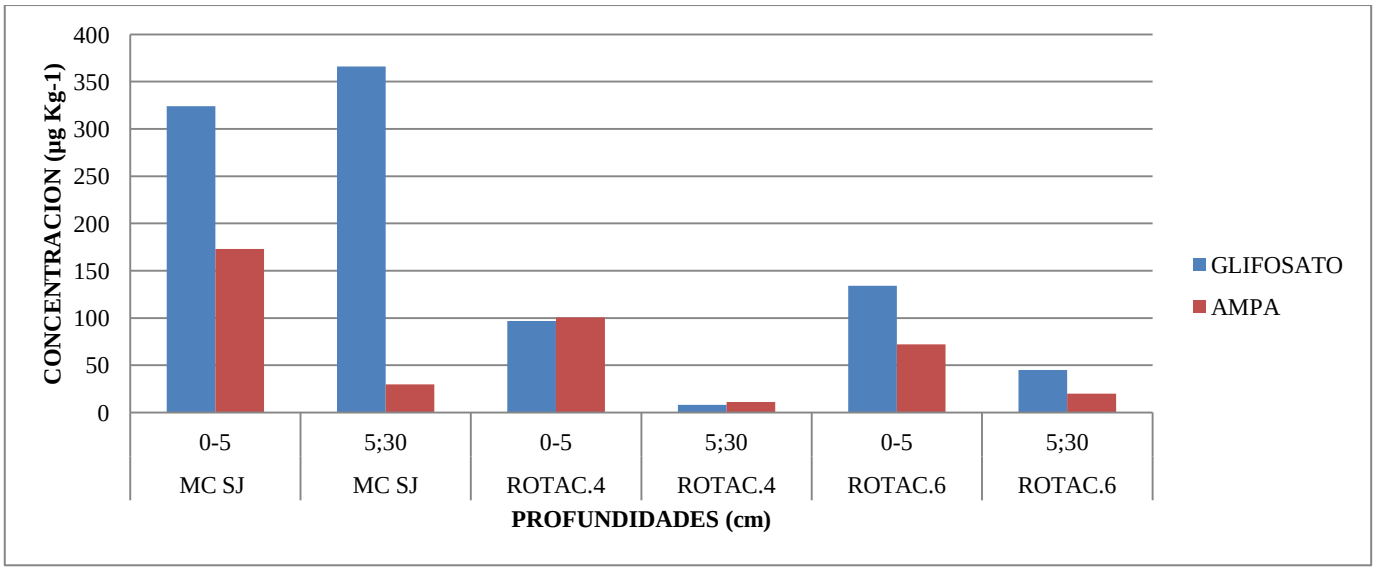


Figura 1: Cuantificación de glifosato y AMPA (µg Kg^{-1}) en tres rotaciones comparativas, cada una de ellas estratificada en dos profundidades. MC SJ: Monocultivo Soja; ROTAC.4: Maíz; Girasol-Sorgo; Soja; ROTAC.6: Girasol-Trigo; Maíz; Soja

Los resultados reflejan una estratificación en la concentración de ambas moléculas, hallándose en los primeros 5 cm un mayor contenido de Glifosato y AMPA en las rotaciones estudiadas.

Okada *et al.,* (2016) en su estudio comparativo sobre efectos de SD y labranza convencional en tres suelos, pudo advertir una mayor cantidad de glifosato y AMPA en los primeros 5 cm de columnas de suelo (67,53% de las dosis inicialmente aplicadas), influenciado por el contenido de arcilla del suelo y la CEC, encontrando además que este herbicida se mueve rápidamente en pequeñas cantidades, aunque la mayor parte del herbicida aplicado se mantuvo en la parte superior de columnas del suelo.

Bajo manejo conservacionista, la fracción más reactiva de la MO, para la adsorción del herbicida es localizada en la zona superior del suelo (Ding, *et al.*, 2006) .debiéndose a la elevada fracción de carbono alifático, mientras que a profundidad la MO es menos reactiva debido al alto grado de humificación dando lugar a una menor retención del herbicida.

En ambas profundidades 1 (0-5 cm) y 2 (5-30cm) la concentracion de glifosato estaría inversamente asociado al contenido de Fosforo (P), probablemente debido a que ambas moléculas compiten por los mismos sitios de absorción en el suelo (Prata, *et al.*, 2005) (De Jonge, *et al., 2011*), (Laitinen, *et al*., 2008) en tanto el contenido de MO sugiere asociación con AMPA.

Según Alletto *et al.*, (2008), bajo condiciones de laboreo conservacionista, la variabilidad en la degradación de los herbicidas se debe principalmente a la distribución vertical de la MO del suelo. En relación a ello Okada, *et al.,* (2016) detectó que en general, el coeficiente de adsorción (Kf) fue mayor en las muestras de labranza convencional, no encontrando diferencia significativa entre la cantidad total de glifosato lixiviado entre los suelos o relacionado a las prácticas de labranzas.

En los tratamientos estudiados en el presente trabajo, en general se ha encontrado una **predominancia de la molécula de glifosato respecto al metabolito de degradación AMPA**, a diferencia de lo que ha reportado Primost *et al.*, 2017, al estudiar agro ecosistemas de Pampas Mesopotámicas, donde han hallado una proporción inversa, es decir mayor concentración del metabolito respecto a glifosato en suelo (38939 y 8105 µg Kg^{-1}) y sedimentos (7219 y 3294 µg Kg^{-1}).

Las altas concentraciones de Glifosato y AMPA hallados en suelo de monocultivo de soja sigue un patrón de comportamiento similar a lo reportado en bibliografías consultadas, en las cuales las tasas de aplicación superan a las de disipación (Primost, *et al.*, 2017) (Lancaster, *et al.*, 2010). Además, el tiempo disponible no permite su desaparición entre eventos de aplicación, considerándose por consiguiente al glifosato un contaminante pseudo-persistente, reportándose incrementos de 1 mg de glifosato / Kg de suelo cada cinco episodios de pulverización bajo practicas comunes de manejo agrícola (Primost, *et al.*, 2017).

El uso repetido de herbicidas del mismo grupo químico por extensos períodos, sin considerar los intervalos requeridos para la debida recuperación de la funcionalidad microbiana del suelo, puede desencadenar alteraciones de difícil reversibilidad (Wardle *et al.*, 1994).

Por otra parte, la alta exportación de N en el grano determina la ocurrencia de balances negativos de este nutriente agotando el suelo. Además, la baja cobertura de residuos puede incrementar el riesgo de erosión hídrica y afectar la estructura del suelo, influyendo la entrada de agua al sistema (Caviglia *et al.,* 2010).

Esta simplificación en los sistemas de producción, que tienden a la agricultura continua con un diseño de baja diversidad de cultivos y alta frecuencia de soja, genera desafíos importantes para la sustentabilidad de los sistemas agrícolas. Ciertos autores como Cassarino (1974), manifestó que este cultivo, por su escaso desarrollo inicial y tardanza en cubrir el suelo, es muy susceptible en la competencia establecida por las malezas. Numerosos experimentos demuestran que las malezas, por su acción competitiva en la extracción de humedad y nutrientes, problemas que crea a la cosecha, etc., pueden llegar a reducir en un 50% o más los rendimientos de un cultivo de soja

Se observó menores y equitativas concentraciones de Glifosato y AMPA en aquellas rotaciones que diversificaron cultivos en la sucesión (girasol, maíz, sorgo, trigo, etc.) indicando que toda práctica o estrategia dirigida a incrementar los aportes de MO y estimular la proliferación microbiana de los primeros centímetros de suelo son favorables para la degradación del herbicida glifosato, permitiendo además, variar principios activos, dosis y frecuencias de aplicación.
Estudios en la Región Pampeana permitieron recomendar cultivos de cobertura en sistemas agrícolas como monocultivo de soja, donde la producción de residuos de cultivos es insuficiente para una adecuada protección y cobertura del suelo (Novelli *et al.*, 2011). Además, Muller *et al.*, (2008) encontraron que el cultivo de soja en Vertisoles favorecía la pérdida

de suelo por erosión, mientras que la inclusión de cultivos de cobertura la reducía. Ding *et al.*, (2006) demostraron que los cultivos de cobertura aumentaron el contenido de la MO del suelo, especialmente las fracciones lábiles.

Duval, *et al.*, 2016, evaluaron diferentes cultivo de cobertura (trigo (W), avena (O), vicia (V), una mezcla de avena + vicia (O + V) y un control (Ct sin cultivo de cobertura) durante 6 años sobre un suelo Argiudol típico bajo labranza mínima. Los resultados han demostrado que en general, los tratamientos W y O suministraron una mayor cantidad de carbono al suelo (3.0 mg de C ha^{-1} $año^{-1}$). Los cultivos de cobertura gramíneos aumentaron el carbono orgánico del suelo fracciones lábiles de carbono orgánico en partículas en 0-20 cm después de 6 años.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos por análisis UPLC MS/MS reflejaron que las moléculas de glifosato y AMPA están presentes en el suelo en todos los tratamientos, en rango de concentraciones de 9.5 a 717µg Kg^{-1} y 10 a 273 µg Kg^{-1} respectivamente.

Pudo identificarse una estratificación en las concentraciones de ambas moléculas en las tres rotaciones estudiadas, hallándose el mayor contenido del herbicida en los primeros 5 cm del suelo, promoviendo la retención y aumentando el riesgo de contaminación de otras matrices ambientales por erosión eólica e hídrica.

Los valores más altos del herbicida y su metabolito de degradación AMPA se hallaron en la rotación 1: Monocultivo de soja, generando además el menor contenido de M.O.

Aquellas rotaciones en las cuales se incorporaron cultivos gramíneas a la sucesión (gramíneo trigo utilizado como CC y cultivo de maíz), han aportado material vegetal con características diferentes a nivel de estructuras celulares (celulosa y lignina en relación C/N alta,) generando mayor contenido de MO y menores concentraciones de glifosato y AMPA, que para el caso de CC, su implantación promueve mitigar el uso de agroquímicos al reemplazar el barbecho químico.

Con los resultados encontrados en este trabajo, se ratifica el detrimento de aspectos físicos, químicos y biológicos del suelo y ambiente como consecuencia la práctica de monocultivo de leguminosa soja en el sistema de manejo actual, dificultando el rol del suelo como depurador de contaminantes.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Dr. Eduardo De Gerónimo y a los Sres. Natalia Gulle, Agustín Mosca y Luis Alonso de la EEA INTA Balcarce por su hospitalidad y ayuda en las determinaciones realizadas. También expreso mi gratitud a los Sres. Nelson Schenaiter, Emanuel Soto y Matias Irrazabal por la ayuda brindada a campo en la toma de muestras de suelos.

BIBLIOGRAFIA

- Aapresid. 2014-2015. Nocelli Pac, Santiago. Estimación de superficie en siembra directa. 2014-2015.
- https://www.aapresid.org.ar/wp-content/uploads/2016/10/Estimaci%C3%B3n-de-superficien-en-SD-1.pdf
- Alletto, L., Coquet, Y., Benoit, P., Bergheaud, V. 2008. Temperature and water pressure head effects on the degradation of the diketontrile metabolite of isoxaflutole in loamy soil under two tillage systems. Environmental Pollution 156: 678-688.
- Bullock, D.G.1992. Crop rotation. Critical Reviews in Plan Sciences, 11(4):309-326.
- CASAFE, 2012. Mercado Argentino 2012 de productos fitosanitarios. Camara Argentina de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes. KLEFFMANNGROUP Argentina, Buenos Aires.
- http://www.casafe.org/publicaciones/estadisticas/
- Cassarino, J. 1974. Análisis agroeconómico y posibilidades del cultivo de soja en el Uruguay. Tesis Ing. Agr. Montevideo. Uruguay. Facultad de Agronomía. 66 p.
- Cavaglia, O, Novelli L, Gregorito, VC, Van Postal NV, Melchiori, R. 2010. Cultivos de cobertura como alternativa de intensificación sustentable en el centro-oeste de Entre Ríos. En: Estación Experimental Agropecuaria Paraná del INTA [Ed] Actualización técnica. Agricultura Sustentable, 13-24.
- de Jonge, Hubert, et al. "Glyphosate sorption in soils of different pH and phosphorus content." *Soil Science* 166.4 (2001): 230-238.

- Dick, R. E; Quinn, J.P. 1995. Glyphosate-degrading isolates from environmental samples: occurrence and pathways of degradation. Appl. Microbiol. Biotechnol. 43, 545–550.
- Ding, X. Liu, S. Herbert, J. Novak, A. Dula , B. Xing. 2006. Efecto del manejo del cultivo de cobertura en la materia orgánica del suelo. Geoderma, 130, pp. 229 – 239
- Duval , M E; Galantini , JA; Iglesias , JO;J. Canelo , S; Martínez , JM Muro, L. 2016. Análisis de fracciones orgánicas como indicadores de la calidad del suelo bajo sistemas naturales y cultivados. Soil Tillage Res. , 131 , pp. 11 – 19
- Faostat 2011 http://www.fao.org/statistics/es/
- Herrera, G.A. 2007. Boletín meteorológico anual. Estación experimental agropecuaria.
- https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-clima_eea_lb.pdf
- Laitinen, Pirkko, et al. "Effects of soil phosphorus status on environmental risk assessment of glyphosate and glufosinate-ammonium." *Journal of environmental quality* 37.3 (2008): 830-838.
- Lancaster, Sarah H., et al. "Effects of repeated glyphosate applications on soil microbial community composition and the mineralization of glyphosate." *Pest management science* 66.1 (2010): 59-64.
- Ledesma, L.& Zurita, J . 2004. Los suelos del departamento 9 de Julio (Chaco). Convenio entre el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) y Gobierno de la Provincia del Chaco por intermedio de Ministerio de Agricultura y Ganadería. Programa Estudio y Extensión en Suelos de la Provincia del Chaco. Pp 158-162
- Müller, D. G., M. F. Saluzzio, and Juan José De Battista. "Comparación de distintos cultivos de cobertura en un suelo vertisol." *Actas XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de los Funes, San Luis*. Vol. 13. 2008.. Potrero de los Funes (San Luis), Argentina. 13 al 16 de mayo
- Novelli , L; Caviglia , O; Melchiori, RJM. Impacto de la frecuencia de cultivo de soja en el almacenamiento de carbono en el suelo en Molisools y Vertisoles. Geoderma, 167-168 (2011) , pp. 254 - 260
- Okada, Elena, José Luis Costa, and Francisco Bedmar. "Adsorption and mobility of glyphosate in different soils under no-till and conventional tillage." *Geoderma* 263 (2016): 78-85.
- Prata , F.; Lavorenti , A.; Regitano ,JB.;. Vereecken , H.;Tornisielo , VT; Pelissari, A. 2005 Comportamiento del glifosato en un oxisol ródico bajo siembra directa y sistemas agrícolas convencionalesRev. Bras. Ciênc. Solo, 24, pp. 947 - 951
- Primost, Jezabel E., et al. "Glyphosate and AMPA,"pseudo-persistent" pollutants under real-world agricultural management practices in the Mesopotamic Pampas agroecosystem, Argentina." *Environmental Pollution* 229 (2017): 771-779.
- Rampoldi, E. 2007. Comportamiento del Glifosato en suelos agrícolas de la provincia de Cordoba y su relación con la estratificación de la materia orgánica provocada por la siembra directa. Tesis doctoral.Facultad de ciencias agropecuarias. Universidad Nacional de Cordoba.Argentina
- Satorre, EH. 2005. Cambios tecnológicos en la agricultura argentina actual. Ciencia Hoy 87:24-31.
- Self Insurance Institute of America (2014). www.siia.org/national/ Consulta Noviembre 2015.
- Shea, P.J. 1989. Role of humified organic matter in herbicides adsorption. Weed Technology 3: 190-197.
- Sistema Integrado de Información Agropecuaria (SIIA) 2015
- http://www.ucar.gob.ar/index.php/biblioteca-multimedia/buscar-publicaciones/28-evaluaciones/497-sistema-integrado-de-informacion-agropecuaria-siia
- Souza, A.P., Ferreira, F.A., Silva, A.A., Cardoso, A.A., Ruiz, H.A., 1999. Respiracao microbiana do solo sob doses de glyphosate e de imazapyr. Planta Daninha 17,387–398
- Wardle, D; Nicholson, K.; Rhaman, A. 1994. Influence of herbicide applications on the descomposition, microbial biomass, and microbial activity of pasture shoot and root litter. New Zealand Journal of Agricultural Research 37:29-39.

C6P21. BIOENSAYOS COMO PRUEBA DE MADUREZ EN UN COMPOST DE BIOSÓLIDOS PRODUCIDO EN BARILOCHE

Madaschi, Candela; Gonzalez-Polo, Marina y Satti, Patricia.

Grupo de Suelos del CRUB. INIBIOMA, CONICET Universidad Nacional del Comahue. Quintral 1250, Bariloche, Argentina. marina.gonzalezpolo@comahue-conicet.gob.ar

RESUMEN

El compostaje de los lodos cloacales se recomienda para estabilizar los lodos y obtener biosólidos de óptima calidad. Para que el compost pueda ser utilizado, debe ser un producto estable y maduro, sin embargo la metodología para ensayos de madurez no está estandarizada, y resulta de difícil interpretación. El objetivo fue generar información que aporte a la estandarización de la metodología de determinación del índice de germinación como indicador de la madurez de los compost de biosólidos producidos en la región. Los objetivos específicos fueron: 1) determinar la especie que mejor discrimina entre distintos estados de madurez del compost de utilizando ensayos de germinación; 2) evaluar si el aumento de la temperatura durante la preparación de los extractos que se utilizan para los ensayos de germinación modifica la capacidad de discriminación entre estados de madurez y 3) comparar los resultados de los índices de germinación con ensayos cortos de crecimiento vegetal. Se utilizaron compost de biosólidos obtenidos en la Planta de Compostaje de Bariloche, de 3 momentos diferentes del proceso. Se midieron características químicas del compost: % de humedad, pH, conductividad eléctrica, C soluble, $N\text{-}NH_4^+$, $N\text{-}NO_3^-$, P disponible y elementos potencialmente tóxicos y se realizaron los bioensayos de germinación (con rabanito, cebada, tomate, berro y ryegrass) y crecimiento vegetal con cebada, berro y ryegrass. Los resultados muestran que el berro fue la especie que, aun teniendo valores de IG por encima de 80%, discriminó mejor entre los estados de madurez. El experimento con el extracto a temperatura más alta (50°C) para el berro mostró una mejora en la discriminación entre estados de madurez. Los ensayos con ryegrass no discriminaron entre estados, lo cual indica que no es recomendable como especie indicadora. Los bioensayos de crecimiento vegetal con cebada y berro fueron útiles para mostrar los efectos fitotóxicos de los estados inmaduros, mientras que no se encontraron datos concluyentes utilizando ryegrass.

Palabras clave: ensayos de germinación, especies indicadoras, estandarización

INTRODUCCIÓN

Desde los inicios de la humanidad, la población ha aumentado exponencialmente, y este crecimiento de la población mundial ha implicado mayor consumo, que actualmente es 120 millones de veces mayor que en el neolítico (Mazzarino, 2012), lo que podría incluso conducir al agotamiento de los recursos naturales. Este aumento del consumo trae también aparejado un aumento desmedido de la cantidad de residuos que se generan, y el manejo de los residuos es entonces de vital importancia, ya que un tratamiento inadecuado de los mismos implica un costo económico, sanitario y ambiental. El manejo ineficiente provoca la contaminación de los suelos y de los sistemas acuíferos, la atracción de vectores, así como la transmisión de enfermedades, la combustión espontánea de basurales y la generación de gases de efecto invernadero (Mazzarino, 2012). Los residuos pueden tener diferentes orígenes, pueden provenir de actividades agrícola-ganaderas, forestales, industriales, o pueden tener origen urbano, entre los que se encuentran los residuos sólidos urbanos o residuos domiciliarios y los lodos cloacales (subproducto del tratamiento de las aguas residuales). Previo a la disposición final de los lodos cloacales reducir su volumen y estabilizarlos, lo que implica reducción de olores y atracción de vectores, eliminación de organismos patógenos y compuestos orgánicos. Estos procedimientos permiten obtener lodos definidos como "biosólidos", cuando han tenido algún tipo de tratamiento y cumplen con las normas establecidas para su uso beneficioso (USEPA, 2003). Entre las técnicas de estabilización de lodos cloacales se incluyen la digestión aérobica, digestión anaeróbica, tratamiento térmico y compostaje. La USEPA considera que el compostaje es uno de los mejores métodos para estabilizar los lodos y obtener biosólidos de óptima calidad. Para que el compost pueda ser utilizado, debe constituir un producto estable y maduro.

La estabilidad implica la disminución de la actividad microbiana, la cual se infiere a través de mediciones de materia orgánica lábil y estable. La madurez indica la finalización del proceso de compostaje, es decir, cuando se obtiene un producto libre de sustancias fitotóxicas que puedan alterar el crecimiento vegetal o inhibir la germinación, como compuestos orgánicos e inorgánicos tóxicos, elementos traza o compuestos orgánicos no biodegradables (Mazzarino *et al*., 2012a). No todos los autores coinciden en el tipo de técnicas que permiten establecer el estado de madurez de un

compost, y se han postulado varios índices relacionados con su composición química (Iannotti *et al*., 1994; Zubillaga & Lavado, 2006). Entre ellos, se recomienda estimar la concentración de amonio (que debe ser inferior a 400 mg kg^{-1} de compost); la relación amonio/nitrato y la relación C/N (aunque este índice es discutido porque está muy relacionado con el material original). También se recomienda realizar bioensayos, ya que frecuentemente es difícil predecir el impacto del compost en el crecimiento de las plantas, considerando solo las concentraciones de los compuestos químicos que lo constituyen. Los primeros bioensayos de germinación se realizaron con berro (*Lepidum sativum*, L.; Zucconi *et al.*, 1981 a y b) y se usaron ampliamente, especialmente en Europa. Sin embargo, en esos trabajos la metodología no está claramente descripta y es difícil reproducir el ensayo, lo que llevó a la falta de protocolos comunes para realizarlo. Por otro lado, algunos estudios muestran que el bioensayo de germinación con berro no es un indicador sensible a la madurez del compost (Emino & Warman, 2004), algunos autores (Ianotti *et al*., 1994) han recomendado ensayos con mono- y dicotiledóneas herbáceas y otros sugieren, utilizar temperatura durante el proceso de extracción de las potenciales sustancias fitotóxicas del compost (Zubillaga & Lavado, 2006). Otra forma de evaluar la fitotoxicidad son los ensayos de crecimiento, con mezclas de compost: turba, o compost: suelo (Iannotti *et al*., 1994) y en la actualidad, algunas reglamentaciones, como por ejemplo la norma alemana para compost, utiliza test de crecimiento con cebada en diferentes proporciones compost:suelo (Mazzarino *et al*., 2012a). Así, existe gran diversidad de metodologías a la hora de realizar bioensayos, lo cual supone un impedimento no solo para comparar e interpretar resultados obtenidos por diversos laboratorios, sino también para sugerir procedimientos estándar a utilizar.

El objetivo general del trabajo fue generar información que aporte a la estandarización de la metodología de determinación del índice de germinación como un indicador de la madurez de los compost de biosólidos producidos en la región, en comparación con otros indicadores de uso habitual. Como objetivos específicos se plantearon: 1) determinar la especie vegetal que mejor discrimina entre distintos estados de madurez del compost de biosólidos utilizando ensayos de germinación; 2) Evaluar si el aumento de la temperatura durante la preparación de los extractos que se utilizan para los ensayos de germinación modifica la capacidad de discriminación entre estados de madurez y 3) comparar los resultados obtenidos para los índices de germinación con ensayos cortos de crecimiento vegetal.

MATERIALES Y MÉTODOS

En la ciudad de Bariloche existe una planta depuradora de líquidos cloacales desde 1996, que trata aproximadamente el 70% de los efluentes producidos en la ciudad. La planta genera entre 2.500-3.500 m^3 de lodos cloacales por año que son compostados con estructurante leñoso en la Planta de Compostaje de la ciudad de Bariloche (Mazzarino *et al.*, 2012b). Se trabajó con compost de biosólidos obtenidos en la Planta de Compostaje, de 3 momentos de proceso diferentes: 1) Estado 1, correspondiente al material que acababa de finalizar la etapa de reducción de patógenos (inicios de la etapa termofílica), 2) Estado 2, correspondiente al material de las pilas luego de transcurrido 15 días de la finalización de la etapa de reducción de patógenos y 3) Estado 3, pilas de aproximadamente un año de estibado luego de la finalización de la etapa de reducción de patógenos (material que podría considerase estable y maduro). Para obtener las muestras, se armaron 3 pilas independientes de biosólidos con viruta y chip de poda como estructurante (relación 1,3:1). Estas pilas se utilizaron para los muestreos de los Estados 1 y 2 (3 repeticiones por Estado). Dado que en trabajos anteriores se ha verificado que el proceso completo de compostaje demora aproximadamente un año (Mazzarino *et al.*, 2012b), las muestras para el Estado 3 se tomaron de pilas en maduración de aproximadamente 12 meses (3 repeticiones). En cada pila se midió porcentaje de humedad, pH, conductividad eléctrica (CE), C soluble (Csol), $N\text{-}NH_4^+$, $N\text{-}NO_3^-$, P disponible y elementos potencialmente tóxicos (ETP). Los EPT fueron analizados en el Laboratorio Lanaqui (CERZOS-CONICET) según el Método 3050 de la EPA (USEPA, 1986); para todos los restantes análisis se utilizaron protocolos de uso habitual en el Grupo de Suelos (Laos *et al*., 2002; Leconte *et al.*, 2009).

Antes de realizar los ensayos de germinación para los objetivos 1 y 2, se realizó una revisión metodológica exhaustiva para elegir las especies a utilizar y los detalles de preparación de los extractos, como la concentración de los mismos, tiempo de agitación y centrifugación y volumen a utilizar (Madaschi, 2018). Se seleccionaron 5 especies indicadoras de las más utilizadas, rabanito (*Raphanus sativus* var. *sativus* L.), cebada (*Hordeum vulgare* L.), tomate (*Solanum lycopersicum* L.= *Lycopersicon esculentum* Mill.), berro (*Lepidum sativum*, L.) y ryegrass (*Lolium perenne* L.); se trabajó con una relación 1:10 compost: agua (utilizada por 56% de los autores), una hora de tiempo de extracción y 20 minutos de centrifugación. Para seleccionar las especies que mejor discriminaran los diferentes estados de madurez (objetivo 1), se trabajó con 3 repeticiones por estado de madurez, y se colocaron 3 mL de los extractos preparados en cajas de Petri, donde previamente se habían colocado en cada caja 20 semillas de una de las 5 especies seleccionadas. Con los resultados del objetivo 1, se seleccionaron 3 especies, cebada, berro y ryegrass, y se agitó a dos temperaturas, 20-25°C y 50-54°C para evaluar si el aumento de temperatura modificaba la capacidad de discriminación entre estados de madurez

(objetivo 2). En ambos ensayos se evaluó porcentaje de germinación relativo (PGR), crecimiento relativo de radícula (CRR) e índice de germinación (IG) según se describe a continuación:

PGR (%) = Nº de semillas germinadas en el extracto/Nº de semillas germinadas en el control X 100

CRR (%) = longitud de raíces en el extracto/ longitud de raíces en el control X 100

IG = GRS X CRR/100

Para los bioensayos con plantas (objetivo 3) se utilizaron las mismas 3 especies que en el objetivo 2 (cebada, berro y ryegrass) y se trabajó con los compost de biosólidos mezclados con suelo de un sitio localizado en la estepa arbustiva semiárida, pobre en nutrientes (9,9 g kg^{-1} C orgánico, 0,78 g kg^{-1} N total y 13,3 mg kg^{-1} P disponible) donde dominan especies herbáceas y arbustos, con parches de suelo desnudo (Kowaljow & Mazzarino, 2007). Se utilizaron dos mezclas en volumen compost: suelo con 25% y 50% de compost respectivamente, en potes de 0,5 L, sembrando 50 semillas de cada especie (5 repeticiones por tratamiento). Las plantas se cosecharon cuando se observaron las primeras hojas verdaderas en el tratamiento control y el rendimiento vegetal se midió como el peso seco de la biomasa aérea.

Si bien se realizó un ANOVA de dos factores (especie-estado de madurez) para las variables medidas, IG, CRR, PGR y TMG, algunos datos no cumplieron los supuestos de homocedasticidad y normalidad aún después de haberlos transformado. Por lo tanto se muestran ANOVAs de un factor para cada especie y cada variable, con test de Tukey como prueba post-hoc.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Todos los valores de EPT estuvieron dentro de los valores aceptables según leyes internacionales (Mazzarino *et al.*, 2012a). Se observaron diferencias en la composición química de los distintos estados de madurez de los compost de biosólidos: pH, Csol (fracción lábil del contenido de C en el compost), $N\text{-}NH_4^+$, y la relación $N\text{-}NH_4^+$/ $N\text{-}NO_3$ disminuyeron del Estado 1 al Estado 3 de madurez del compost (Tabla 1). Por el contrario, $N\text{-}NO_3$ aumentó 88% en el Estado 3 respecto al Estado 1. No se observaron variaciones en P disponible ni en CE entre los distintos estados. Estos valores confirman que el compost del Estado 3 presenta valores acordes a los de un compost maduro, con bajo valores de Csol y $N\text{-}NH_4^+$, y un altos contenido de $N\text{-}NO_3$ (Bernal *et al*., 1998; Mazzarino *et al*., 2012a; Awasthi *et al*., 2014).

Tabla 1. Algunas características químicas de los compost de biosólidos en los distintos estados de madurez. Se indican medias (± error estándar). Letras distintas indican diferencias significativas entre estados de madurez (p <0,1).

	Estado de madurez		
	Estado 1	**Estado 2**	**Estado 3**
P disponible (µg g^{-1})	308 (±19)a	293 (±51)a	229 (±18)a
$N\text{-}NH_4^+$ (µg g^{-1})	1467 (±32)a	1331 (±89)a	94 (±35)b
$N\text{-}NO_3^-$ (µg g^{-1})	215 (±21)a	519 (±20)b	1748 (±126)c
C_{sol} (g kg^{-1})	9,2 (±0,2)a	8,1 (±0,4)b	2,6 (±0,1)c
pH	7,6 (±0,03)a	7,2 (±0,10)b	4,7 (±0,02)c
CE (µS cm^{-1})	1503 (±41)a	1618 (±115)a	1706 (±93) a
Relación $N\text{-}NH_4^+/N\text{-}NO_3^-$	7,0 (±0,8) a	2,6 (±0,15)b	0,05 (±0,02)c

Las únicas especies donde el IG mostró diferencias significativas entre los diferentes estados de madurez fueron berro (p=0,094) y tomate (p=0,061) (Figura 1). Para el berro, IG aumentó con el estado de madurez del compost (22% mayor en el Estado 1 que en el Estado 3), mientras que por el contrario, el tomate mostró una relación inversa, siendo el IG del Estado 1 22% y 20% mayor respecto al Estado 2 y 3, respectivamente (Figura 1). Las variaciones en IG estuvieron correlacionadas con CRR o PGR, con diferencias según la especie: en rabanito y tomate IG correlacionó únicamente con CRR, en cebada con PGR, y en berro y ryegrass con ambas variables. También se observó correlación entre IG y los parámetros químicos del compost: IG de rabanito mostró correlación negativa con CE (p<0,1); en tomate IG correlacionó positivamente con pH y Csol, y negativamente con $N\text{-}NO_3^-$ y CE; y en berro IG correlacionó negativamente con pH, P disponible, $N\text{-}NH_4^+$ y Csol y positivamente con $N\text{-}NO_3^-$ (p<0,05).

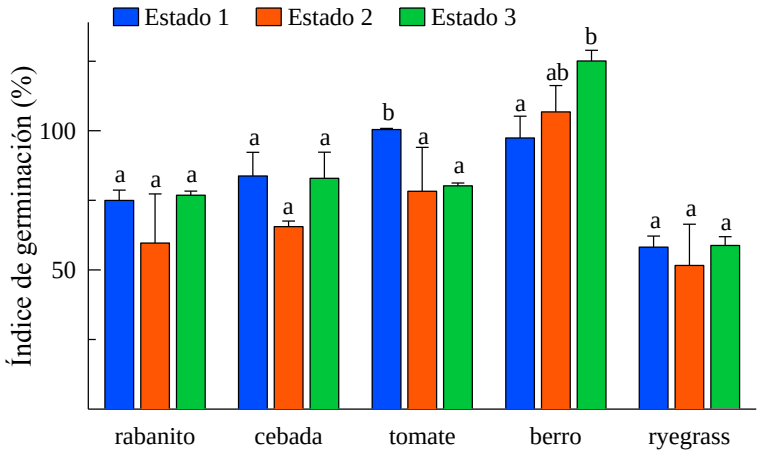


Figura 1: Índice de Germinación (IG) de las distintas especies, por estado de madurez del compost. Las barras indican medias (± error estándar). Letras distintas muestran diferencias significativas (p < 0,1) de acuerdo a un ANOVA de un factor

Estos resultados muestran que las respuestas de las especies fueron muy variadas, y que las variables medidas arrojaron información diferente en cuanto al impacto del compost en cada una de ellas. Las fitotoxinas son degradadas por microorganismos aeróbicos, y se requieren condiciones óptimas de temperatura, humedad y, especialmente, de O_2 (Barral & Paradelo, 2011). Así, a medida que avanza el proceso de compostaje, el IG tiende a crecer (Barral & Paradelo, 2011; Awasthi *et al.*, 2014). El IG es un parámetro integrado, que combina la germinación relativa con la elongación de la radícula, aunque algunos autores consideran que el crecimiento relativo de la radícula es más sensible respecto a la germinación (Emino & Warman, 2004; Varnero *et al.*, 2007). Zucconi *et al*. (1981b) y Emino & Warman (2004) plantearon que valores de IG menores al 50% indican alta fitotoxicidad en el compost, valores entre 50-80% fitotoxicidad moderada y valores mayores a 80% ausencia de fitotoxicidad, Cuando IG supera el 100% puede ser considerado como fitoestimulante o fitonutriente (Barral & Paradelo, 2011). En este trabajo, y en concordancia con estos autores, la variable que más afectó al IG fue el CRR, y la concentración de N-NO_3^- y Csol, el pH y, en menor medida, la CE los parámetros químicos más influyentes sobre la respuesta en la germinación y crecimiento de las especies vegetales. El berro fue la especie más utilizada según el relevamiento bibliográfico, y resultó ser en este trabajo la que mejor discriminó entre los estados de madurez del compost, mientras que el ryegrass fue la especie que menos discriminó (Figura 1).

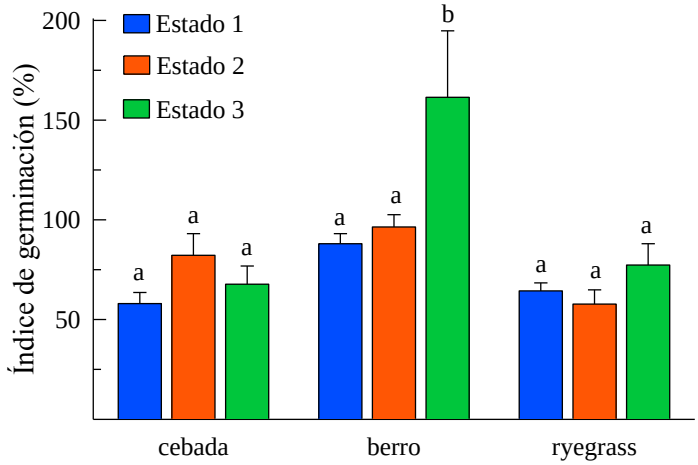


Figura 2: Índice de Germinación por estado de madurez del compost, por especie con extractos realizados a 50ºC. Las barras indican medias (± error estándar). Letras distintas muestran diferencias significativas (p<0,05) de acuerdo a un ANOVA de un factor.

En base a los resultados del objetivo 1, se seleccionaron 3 especies de las utilizadas: berro, cebada y ryegrass. El berro fue la mejor especie para discriminar entre estados de madurez del compost, la cebada tuvo valores del IG cercanos al 80% y el ryegrass, si bien no discriminaba entre estados de madurez, mantuvo un IG cercano al 60% (Figura 1). Los resultados de IG a mayor temperatura (IG50) no fueron significativos ni para cebada ni para ryegrass (Figura 2). En berro, IG50 mostró la misma tendencia que IG a temperatura ambiente y ambos crecieron con el estado de madurez del compost

(Figuras 1 y 2). La diferencia entre el Estado 3 y el Estado 1 del IG50 fue 46%, aproximadamente el doble de la diferencia encontrada entre el Estado 3 y el Estado 1 del IG a temperatura ambiente. Todas las variables (IG, CRR y PGR) mostraron correlación significativa y positiva para el berro, en el tratamiento a 50°C. En conclusión, el uso de temperatura supuso una mejora para el berro, ya que mostró la misma tendencia, pero aumentó la capacidad de discriminación.

Los bioensayos de crecimiento vegetal se realizaron con dos proporciones de compost:suelo, 25% y 50%, y se evaluaron comparando valores de rendimiento vegetal (medido como el peso seco de la biomasa aérea), con un valor umbral (90 % del rendimiento obtenido para el control de cada una de las especies). Este valor está relacionado con la norma Alemana para crecimiento vegetal, que plantea que si el rendimiento para el tratamiento a 25% de compost es superior o al menos 90% del control, entonces se puede utilizar el compost como enmienda o fertilizante, mientras que si el rendimiento del tratamiento a 50% de compost es superior o al menos 90% del control, el compost puede usarse como sustrato. En el caso de la cebada (Figura 3) los rendimientos del Estado 3 para ambos tratamientos, resultaron significativamente mayores al umbral, mientras que para el Estado 1 y 2 ambos tratamientos fueron menores al umbral. El berro mostró rendimientos superiores al umbral para el tratamiento con 25% compost, y los rendimientos del Estado 3 fueron superiores que los del Estado; sin embargo, los valores de rendimiento para el tratamiento con 50% compost estuvieron por debajo del valor del umbral en los tres Estados. Los resultados con ryegrass fueron contradictorios, ya que fue la única especie en la que el rendimiento vegetal del Estado más inmaduro del compost, Estado 1, no solo fue mayor que el rendimiento del umbral, sino también que el del Estado 3. No se encontró correlación entre el IG de los ensayos de germinación (a temperatura ambiente y a 50°C) y el ensayo de crecimiento vegetal para cebada y ryegrass, mientras que para el berro, IG50 correlacionó positivamente con el tratamiento con 25% compost. Los resultados obtenidos en este trabajo concuerdan con la norma alemana que solo utiliza cebada como especie indicadora, ya que no solo aumentaron los rendimientos de la cebada en el Estado 3, sino que en los estados inmaduros estuvieron por debajo del valor umbral. El rendimiento vegetal del berro también fue superior al umbral, pero solo para el Estado 3 del tratamiento a 25% compost.

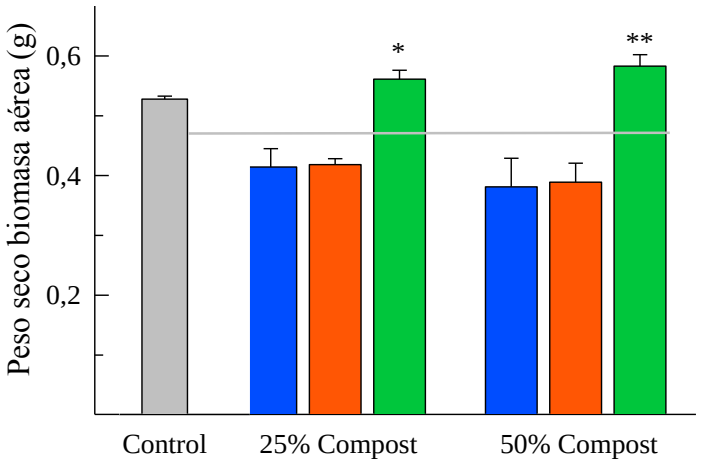


Figura 3: Biomasa aérea de la cebada, por estado de madurez y por tratamiento (25% y 50% de compost). * p<0,1, ** p<0,05 respecto al umbral, de acuerdo a un ANOVA de un factor.

CONCLUSIONES

La elección de la especie para los ensayos de germinación está condicionada por la rapidez en su germinación, la facilidad al manipularla y la posibilidad de obtener semillas de la especie. Zucconi *et al.* (1981a y b), que fueron los pioneros en trabajar con ensayos de germinación, eligieron como planta indicadora al berro, y seguramente por esta razón la mayoría de los autores prefieren esta especie. Los resultados del presente trabajo, en concordancia con estos autores, muestran que el berro que, aun teniendo valores de IG muy altos para todos los estados, encima de 80%, fue la especie discriminó mejor entre los diferentes estados de madurez del compost. El experimento con el extracto a temperatura más alta (50°C) reportó diferencias con el extracto a temperatura ambiente si bien las tendencias del IG obtenido para cada especie fueron similares. En el berro, al usar temperatura, se discriminó aún mejor entre estados de madurez. Esto muestra que el uso de temperatura debería considerarse para estudios futuros. El ryegrass fue la especie con la menos pudo apreciarse la diferenciación entre estados, lo cual indica que no es recomendable como especie indicadora. Con respecto a los bioensayos de crecimiento vegetal con cebada y berro, ambas especies fueron útiles para mostrar los efectos

fitotóxicos en los estados inmaduros, mientras que no se encontraron datos concluyentes con ryegrass.

Esto permite concluir que a) sería importante combinar ambos tipos de ensayos para asegurar la madurez del compost, ya que los ensayos de germinación determinan la inmediata fitotoxicidad del compost, mientras que los ensayos de crecimiento vegetal informan la fitotoxicidad en el mediano y largo plazo y b) se recomienda utilizar berro para los ensayos de germinación, en lo posible a temperatura de 50°C, y usar cebada para los ensayos de crecimiento vegetal.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a E Castán y P Crego por la ayuda recibida en los ensayos y a M.J. Mazzarino por las dicusiones de resultados y el apoyo en general. Este trabajo fue realizado con fondos de los proyectos 04 B178 y 04 B198 de la Universidad Nacional del Comahue.

BIBLIOGRAFÍA

- Awasthi MK; Pandey AK; Khan J; Bundela PS; Wong JW & A Selvam. 2014. Evaluation of thermophilic fungal consortium for organic municipal solid waste composting. Bioresour. Technol. 168: 214-221.
- Barral MT & R Paradelo. 2011. A review on the use of phytotoxicity as a compost quality indicator. Dyn. Soil Dyn. Plant. 5: 36-44.
- Bernal MP; Paredes C; Sánchez-Monedero MA & J Cegarra. 1998. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. Bioresour. Technol. 81: 63: 91-99.
- Emino ER & PR Warman. 2004. Biological assay for compost quality. Compost Sci. Util. 12:342-348
- Iannotti DA; Grebus ME; Toth BL; Madden LV & HAJ Hoitink. 1994. Oxygen respirometry to assess stability and maturity of composted municipal solid waste. J. Environ. Qual. 23: 1177-1183
- Kowaljow E & MJ Mazzarino. 2007. Soil restoration in semiarid Patagonia: chemical and biological response to different compost quality. Soil Biol. Biochem. 39: 1580-1588.
- Laos F; MJ Mazzarino; I Walter; L Roselli; P Satti & S Moyano. 2002. Composting of fish offal and biosolids in northwestern Patagonia. Bioresour. Technol. 81: 179-186.
- Leconte MC; Mazzarino MJ; Satti P; Iglesias MC & F Laos. 2009. Composting poultry manure with rice hulls and/or sawdust in NE Argentina. Waste Manage. 29: 2446-2453.
- Madaschi C. 2018. Bioensayos como prueba de madurez en un compost de biosólidos producido en Bariloche: Selección de especie y relación con otros parámetros de madurez/estabilidad. Tesis de grado de Licenciatura en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional del Comahue. Bariloche.
- Mazzarino MJ. 2012. De residuos a recursos: el otro camino de los desechos orgánicos urbanos. Estudio de caso: compostaje de lodos cloacales en Bariloche, Argentina. Colombia: Memorias IV Congreso Internacional de Ing. Civil, Univ. de Santo Tomás. 14 pp http://www.estrucplan.com.ar/articulos/verarticulo.asp?IDArticulo=3261. Fecha de consulta 20/03/2018.
- Mazzarino MJ; Satti P & L Roselli. 2012a. Indicadores de estabilidad, madurez y calidad de compost. En: Mazzarino, MJ & P Satti (Eds.). Compostaje en la Argentina: experiencias de producción, calidad y uso. Pp: 13-28. Orientación Gráfica Editora. Buenos Aires. 348 pp.
- Mazzarino MJ; Satti P; Laos L; Roselli L; Crego MP; Kowaljow E; Fernández H & L Poulsen. 2012b. Compostaje de biosólidos: 12 años de la planta de Bariloche. En: Mazzarino, MJ & P Satti (Eds.). Compostaje en la Argentina: experiencias de producción, calidad y uso. Pp: 99-106. Orientación Gráfica Editora. Buenos Aires. 348 pp.
- USEPA (Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos). 1986. Test Methods for Evaluating Solid Wastes. Volume 1. Office of Solid Waste and Emergency Response, SW-846. Washington, D.C. 373 pp.
- USEPA. 2003. Environmental Regulations and Technology Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge. EPA/625/R-92/013. Washington, D.C.
- Varnero MT; Rojas C & R Orellana. 2007. Índices de fitotoxicidad en residuos orgánicos durante el compostaje. Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal 7: 28-37.
- Zubillaga MS y R Lavado. 2006. Phytotoxicity of biosolids compost at different degrees of maturity compared to biosolids and animal manures. Compost Sci. Util. 14: 267-270.
- Zucconi F; Forte M; Mónaco A & M De Bertoldi. 1981a. Biological evaluation of compost maturity. Biocycle 22: 27-29.
- Zucconi F; Pera A; Forte M & M De Bertoldi. 1981b. Evaluating toxicity in immature compost. Biocycle 22:54-57.

C6P22. CÁSCARAS DE GIRASOL BIOTRANSFORMADAS Y SU POTENCIALIDAD DE USO COMO ENMIENDAS ORGÁNICAS

Moisés, Juliana[1]; Martínez, Juan Manuel[1,2]; Duval, Matías E.[1,2], Iglesias, Julio O.[2] y Galantini, Juan A.[2,3]

[1]Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida (CERZOS), [2]Universidad Nacional del Sur (UNS-CONICET), Bahía Blanca, Argentina; [3]Comisión Investigaciones Científicas (BA). jmoises@cerzos-conicet.gob.ar

RESUMEN

La utilización e integración de tecnologías como el uso de enmiendas orgánicas son consideradas una alternativa para la recuperación de suelos degradados mejorando los contenidos de materia orgánica (MO) del suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la aplicación de cáscara de girasol (CG) sometida a diferentes procesos de transformación sobre la producción del cultivo de trigo (*Triticum aestivum* L.). Se llevó a cabo un ensayo en macetas bajo condiciones controladas de humedad y temperatura durante 55 días. Se usaron diferentes transformaciones (compostado, uso de hongos lignocelulíticos, con urea) de la cáscara de girasol proveniente de la industria aceitera. Se establecieron diferentes aportes de los tratamientos de acuerdo a su cantidad de nitrógeno (N) orgánico equivalentes a: 0 (T), 50 (N1); 100 (N2) y 150 (N3) kg N ha^{-1}. Se encontró una interacción altamente significativa entre los tratamientos y los niveles de aporte aplicados ($p<0,001$), por lo tanto se analizó los diferentes aportes para cada transformación. En general, se observaron aumentos en la producción de materia seca (MS) del trigo con la aplicación de CG compostada en relación al T, mientras que, en los tratamientos restantes la producción de MS no se vio modificada o fue inferior. El efecto en la producción de MS de las plantas de trigo respondió claramente a las diferencias en calidad de los tratamientos, en este caso, dado por la relación C:N. El tratamiento correspondiente a la CG_{Cm} presentó la menor C:N (22), y permitió lograr la mayor producción en comparación al resto de los tratamientos.

Palabras clave: sostenibilidad, *Helianthus annuus*, residuo agroindustrial

INTRODUCCIÓN

La intensificación de la agricultura producida en los últimos años ha ocasionado una disminución del nivel de materia orgánica (MO) (Viglizzo *et al.*, 2011). En sudoeste Bonaerense (SOB) los sistemas agropecuarios fueron tradicionalmente mixtos con un adecuado balance de agricultura y ganadería y alternancia de cultivos anuales y praderas, aproximándose a la vocación natural de estos suelos. En las últimas décadas, sin embargo, se fue abandonando la rotación agronómica, con una visible tendencia hacia la agriculturización (Sainz Rozas *et al.*, 2011).

Este cambio, apoyado en demandas de corto plazo y disminución de las tecnologías de procesos, implica una mayor degradación del recurso. Las consecuencias medioambientales y económicas del deterioro del recurso de base obligan a un serio replanteo de las asignaciones de uso y a la adopción de tecnologías y prácticas de manejo tendientes a minimizar y/o revertir los procesos desencadenados por la aplicación de prácticas inadecuadas. Entre ellas, la utilización e integración de tecnologías como el uso de enmiendas orgánicas son consideradas una alternativa para la recuperación de suelos degradados mejorando los contenidos de MO del suelo (Brown & Leonard, 2004; Tian *et al.*, 2009).

El aporte de nutrientes a través de la fertilización en el SOB, es inferior a las necesidades de los cultivos, asociado principalmente a los altos costos y a la baja eficiencia del uso. Este escenario ocurre debido a la erraticidad de las precipitaciones, siendo la principal limitante productiva de la región (Martínez *et al*., 2016). Por su parte, el cultivo de trigo es el más preponderante en la región (Martínez *et al.*, 2017a). Las características particulares del SOB han llevado a que se desarrollen sistemas intensivos y actividades que generan gran cantidad de residuos orgánicos, con la consecuente preocupación por su destino final. Entre ellos, los más abundantes corresponden a la industria aceitera. La cáscara de semilla de girasol (*Helianthus annuus* L.), la cual es de difícil degradación por su alto contenido de lignina, se destaca con una producción de 54 mil toneladas anuales. El total de carbono orgánico (CO) que proviene de los compuestos estructurales se consideran más del 40% de su composición favoreciendo elevadas relaciones C:N (Curvetto *et al.*, 2005). Estas características pueden afectar la dinámica del nitrógeno (N) disponible para las plantas, por la inmovilización que ocurre con elevadas C:N (Iglesias Jiménez *et al.*, 2008). En la actualidad existen diferentes procesos de transformación de

la cáscara de girasol para modificar sus propiedades, con el propósito de poder aplicarlas al suelo y mejorar los efectos sobre la producción de los cultivos.

El objetivo de este trabajo fue evaluar el efecto de la aplicación de cáscara de girasol sometida a diferentes procesos de transformación sobre la producción del cultivo de trigo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño experimental

Se llevó a cabo un ensayo en macetas bajo condiciones controladas de humedad y temperatura durante 55 días, en las dependencias del Departamento de Agronomía de la Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca (38° 41' 48,2'' S; 62° 15' 0,17'' O). Se utilizó el cultivo de trigo para evaluar la respuesta de los diferentes tratamientos.

Tratamientos ensayados

Los tratamientos corresponden a diferentes transformaciones realizadas a la cáscara de girasol, en las dependencias de CERZOS, CCT-Bahía Blanca del CONICET:

- **Cáscara Girasol (CG):** cáscara de girasol sin modificar, proveniente de la industria aceitera de Bahía Blanca.
- **Cáscara Girasol Compostada (CG_{Cm}):** corresponde a un compost realizado con cáscara de girasol y estiércol ovino durante 5 meses.
- **Cáscara Girasol con Pleurotus (CG_{Ple}):** corresponde al sustrato residual de la producción del hongo comestible *Pleurotus ostreatus*.
- **Cáscara Girasol con Ganoderma (CG_{Gan}):** corresponde al sustrato residual de la producción del hongo medicinal *Ganoderma lucidum*.
- **Cáscara Girasol Ureolizada (CG_{Ur})**: corresponde a cáscara de girasol colocada en silo bolsa con urea durante 3 meses.

Para su caracterización química y posterior aplicación en macetas, todos los residuos fueron secados a estufa a 60°C por 48 horas y molidos con malla de 1 mm de diámetro. Se realizaron las siguientes determinaciones químicas: MO total a través del método calcinación en mufla a 550° por 4 h (Martínez *et al.*, 2017b), carbono orgánico total (COT) por analizador automático Leco truspec (Leco Corporation, St Joseph, MI), nitrógeno total (Nt) mediante el método de Kjeldahl (Bremner, 1996), fósforo total (Pt) (Sommers & Nelson, 1972), pH y conductividad eléctrica (CE) por método 1+5 v/v (Bárbaro, 2011). En la Tabla 1 se detalla la caracterización química de los diferentes residuos ensayados.

Tabla 1: Caracterización química de los residuos.

Residuo	pH	CE	MO	COT	Nt	C:N	Pt
		(dS m^{-1})		(g kg^{-1})			(mg kg^{-1})
CG	5,6	1,62	958	617	7,8	79	80
CG_{Cm}	7,6	2,75	776	522	23,9	22	2510
CG_{Ple}	5,3	4,47	879	569	9,0	63	210
CG_{Gan}	4,5	1,94	734	434	12,0	36	810
CG_{Ur}	5,2	1,37	959	637	19,0	34	520

Cáscara de girasol (CG), cáscara de girasol compostada (CGCm), cáscara de girasol con Pleurotus (CGPle), cáscara de girasol con Ganoderma (CGGan), cáscara de girasol ureolizada (CGUr). Conductividad eléctrica (CE), materia orgánica (MO), carbono orgánico total (COT), nitrógeno total (Nt), fósforo total (Pt).

Al momento de la siembra se incorporó al suelo el residuo utilizando cuatro niveles de aportes de N como criterio de dosificación. Los niveles de aportes: testigo (T) sin aplicación de residuo y la cantidad equivalente a 50 (N1), 100 (N2) y 150 (N3) kg N ha^{-1} (Tabla 2). Luego del tiempo transcurrido, se recolectó el total de biomasa aérea de trigo. Se colocaron las muestras en estufa a 60°C hasta lograr peso constante, y se procedió con la determinación del contenido de materia seca (MS).

Tabla 2: Cantidad de residuo aportado a las macetas según tratamiento y dosis.

	N1	N2	N3
Residuo	Aporte (kg ha^{-1})	Aporte (kg ha^{-1})	Aporte (kg ha^{-1})
CG	6376	12753	19130
CG_{Cm}	2090	4180	6271
CG_{Ple}	5525	11050	16575
CG_{Gan}	4155	8309	12464
CG_{Ur}	2638	5277	7915

Cáscara de girasol (CG), cáscara de girasol compostada (CG_{Cm}), cáscara de girasol con Pleurotus (CG_{Ple}), cáscara de girasol con Ganoderma (CG_{Gan}), cáscara de girasol ureolizada (CG_{Ur}). N1, N2; N3: niveles de aplicación de los diferentes tratamientos.

Suelo utilizado

Para confeccionar las macetas se seleccionó un suelo representativo de la región semiárida, ubicado en el predio de la Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca (38° 69' S; 62° 24' O). El suelo se secó al aire, se tamizó y se homogenizó mediante tamizado con una malla de 2 mm de diámetro. Para la caracterización del suelo se determinaron las siguientes propiedades químicas: MO total a través del método de calcinación en mufla, y luego se estimó el COT utilizando un factor de conversión de 2,2 (Martínez *et al*., 2017a). El Nt se determinó mediante el método Kjeldahl (Bremner, 1996), Pt (Sommers y Nelson, 1972), fósforo extraíble (Pe) (Olsen, 1954), potasio (K) asimilable mediante la extracción con acetato de amonio; textura al tacto, pH en suspensión suelo: agua 1:2,5; y CE en pasta saturada. Además, se cuantificó el N inorgánico (nitratos, $N\text{-}NO_3$) mediante destilación por arrastre de vapor (Mulvaney, 1996). Los datos analíticos del suelo se detallan en la Tabla 3.

Tabla 3: Propiedades edáficas del suelo utilizado.

Prof.		CE	MO	COT	Nt	$N\text{-}NO_3$	Pt	Pe	K asimilable	Textura
(cm)	pH	dS m^{-1}	g kg^{-1}			mg kg^{-1}				
0-20	8,2	0,54	41	19	2,3	32	250	21	773	Franco arenosa

Conductividad electrica (CE), material orgánica (MO), carbon orgánico total (COT), nitrogeno total (Nt), nitrógeno inorgánico (N-NO3), fósforo total (Pt), fósforo extraíble (Pe), potasio asimilable (K asimilable).

Análisis estadístico

Se realizó análisis de la varianza (ANAVA) doble utilizando como factores fijos al tratamiento de la cáscara de girasol y el nivel de aporte de N. Por su parte, la comparación de medias se realizó por el test de diferencias mínimas significativas de Fisher ($p<0,05$). Para todos los análisis estadísticos se utilizó el software estadístico Infostat (Di Rienzo *et al*., 2013). Se utilizaron regresiones para evaluar el efecto de la calidad de los diferentes residuos sobre la producción de MS del trigo en rendimiento relativo, considerando al tratamiento testigo como 100% de RR.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En general, se observó una mayor producción de materia seca (MS) con la aplicación de CG_{Cm} en relación al resto de los tratamientos, la menor producción de MS se dio con la aplicación de la CG sin tratar (Figura 1a). Sin embargo, se encontró una interacción altamente significativa entre los tratamientos y los niveles de aporte de N aplicados ($p<0,001$), por lo tanto se realizó el ANAVA de los diferentes aportes de N según cada tratamiento. Para el caso de CG_{Cm}, se puede observar una respuesta positiva al aumento de la aplicación del residuo en relación al testigo (Figura 1c), caso contrario sucede en los tratamientos de CG (Figura 1b), y en menor medida el correspondiente a CG_{Ple} (Figura 1d). Los tratamientos CG_{Gan} y CG_{Ur}, no reflejaron diferencias significas tanto entre dosis como con el testigo (Figuras 1e, 1f).

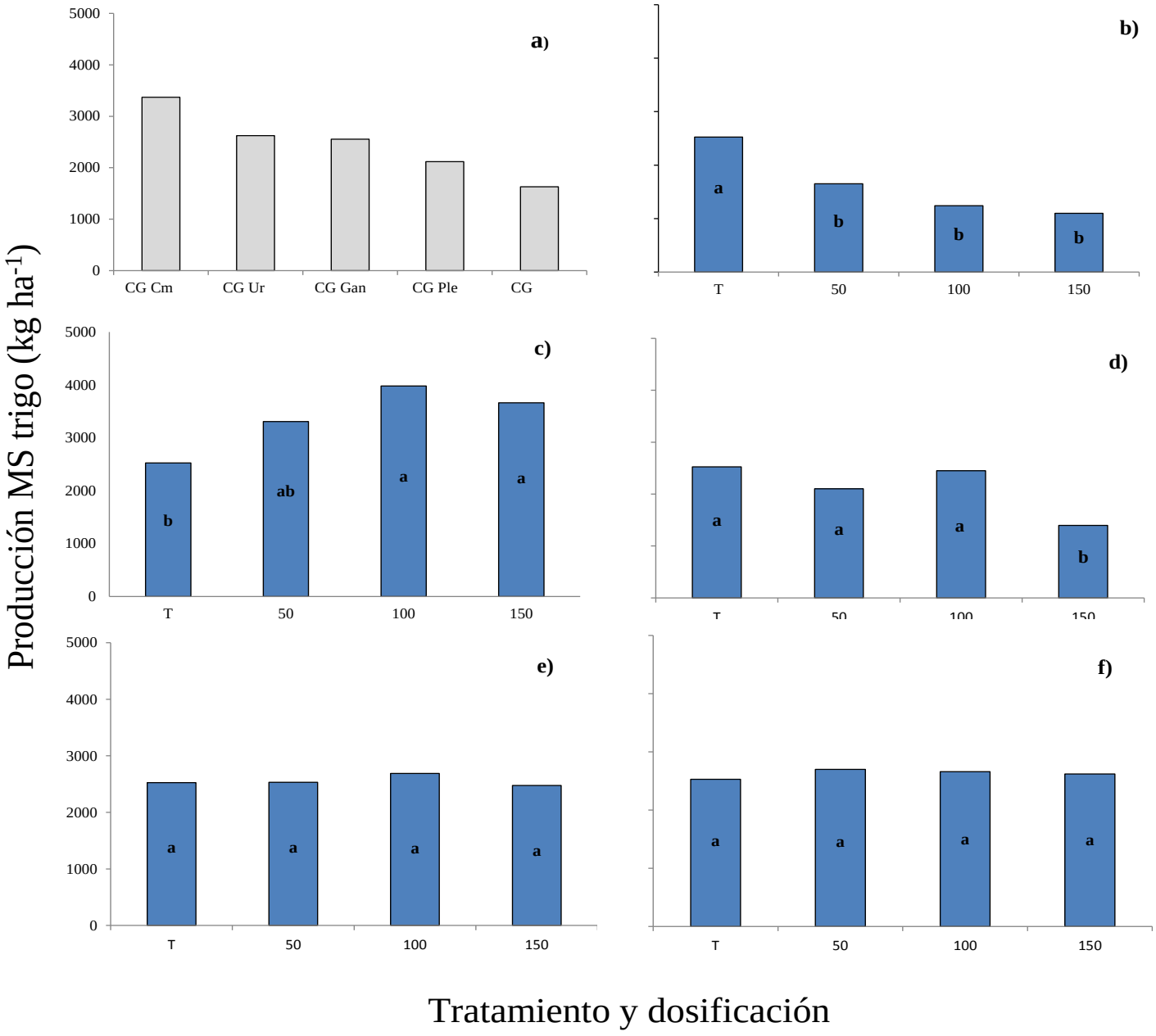


Figura 1: Producción de materia seca de trigo según tratamientos y aportes: a) CG; b) CG_{Cm}; c) CG_{Ple}; d) CG_{Gan}; e) CG_{Ur} y f) comparación media de todos los tratamientos juntos. Letras diferentes indican diferencias significativas ($p<0,05$) entre niveles de aporte dentro de cada tratamiento.

Las diferencias encontradas en la producción de MS entre tratamientos estarían asociadas a la calidad de cada residuo, principalmente su relación C:N (Tabla 2). Esta propiedad en los materiales orgánicos regula la ocurrencia de procesos mineralización o inmovilización de N disponible durante su descomposición. Según Allison (1966) cuando la relación C:N se encuentra entre 25 y 30, existe un equilibrio entre mineralización e inmovilización. Sin embargo, a mayores relaciones C:N puede ocurrir un efecto de bloqueo biológico del N asimilable del suelo por las poblaciones de microorganismos, lo cual genera deficiencias de N para la planta en detrimento de su rendimiento (Iglesias Jiménez, 2008).

En este estudio se encontró una relación significativa entre el residuo aplicado y el rendimiento relativo (%) de MS para cada una de los niveles de aporte evaluados, explicada principalmente por la relación C:N, lo que evidencia que es el parámetro más importante referido a su calidad (Figura 2). Se observó que cuanto mayor es la relación C:N, a mayor dosis aplicada, mayor es el efecto negativo sobre el crecimiento del cultivo, lo que se refleja gráficamente con una pendiente más pronunciada. Esto se debe a que los elevados aportes de carbono sin transformar, con altos valores de

lignina, pueden generar menores niveles de N disponible. La cantidad de lignina y carbono recalcitrante ha sido usualmente referenciada como una causante de la reducción en la tasa de mineralización, debido a la resistencia de la mayoría de estas formas al ataque microbiano (Vigil & Kissel, 1995).

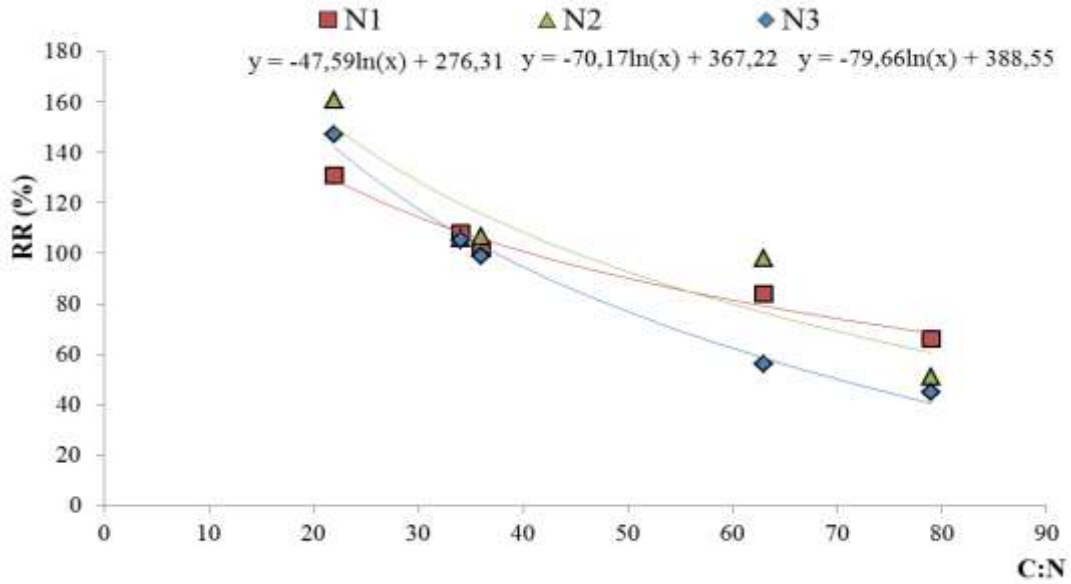


Figura 2: Rendimiento relativo (RR) en relación al tratamiento testigo (RR=100) en función de la relación C:N de los tratamientos.

CONCLUSIONES

El efecto en la producción de MS de las plantas de trigo respondió claramente a las diferencias en calidad de los tratamientos, en este caso, dado por la relación C:N. El tratamiento correspondiente a la CG_{Cm} presentó la menor C:N (22), y permitió lograr la mayor producción en comparación al resto de los tratamientos. En valores de C:N aproximados a 35, la aplicación de residuo no modifica de manera significativa el crecimiento del cultivo, al superar ese umbral, el rendimiento disminuye en todos los casos. Estos resultados se deben al aumento de C que modifica el equilibrio edáfico con el incremento de la cantidad aplicada.

La transformación de la cáscara de girasol con hongos lignocelulítcos como *Pleorotus ostreatus y Ganoderma lucidum* disminuyó la relación C:N, sin embargo, esta disminución no fue suficiente para evitar la inmovilización del N por parte de la masa microbiana.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue parcialmente financiado por el proyecto de Unidades Ejecutoras CERZOS- *Bioconversión y valorización de residuos agroindustriales del sudoeste bonaerense.* Además, se agradece al Laboratorio de Biotecnología de Hongos comestibles y medicinales (LBHCyM-CERZOS).

BIBLIOGRAFÍA

- Allison, FE. 1966. The fate of nitrogen applied to soils. Adv. Agron. 18:219-258.
- Barbaro, LA; MA Karlanian; S Imhoff & DE Morisigue. 2011. Caracterización de la turba subtropical del departamento Islas de Ibicuy (Entre Ríos, Argentina). Agriscientia, 28(2): 137-145.
- Bremner JM. 1996. Nitrogen – Total. En: Methods os Soil Analysis, part 3. Ed. Sparks DL, Chemical Methods, 1085-1123.
- Brown, S & P Leonard. 2004. Building carbon credits with biosolids recycling: Part II. Biocycle, September: 25-29.
- Curvetto, NR; D Figlas; MR Gonzales & S Delmastro. 2005. Mushroom Growers´ Handbook 2: Shiitake Cultivation, published by MushWorld, Seoul, Korea. 127-133.

- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2013. InfoStat, versión 2013, Grupo InfoStat, FCA. Universidad Nacional de Córdoba (Argentina).
- García de la Fuente, R. 2011. Caracterización y uso de compost de alperujo como enmienda orgánica. Evaluación agronómica y medioambiental. Tesis doctoral. Universitat Politècnica de València. Valencia.
- Golchin, A; P Clarke; JM Oades & JO Skjemstad. 1995. The effects of cultivation on the composition of organic matter and structural stability of soils. Australian Journal of Soil Research 33: 975-993. En: García de la Fuente, R. 2011. Caracterización y uso de compost de alperujo como enmienda orgánica. Evaluación agronómica y medioambiental. Tesis doctoral. Universitat Politècnica de València. Valencia.
- Iglesias-Jiménez, E; MT Barral & FC Marhuenda. 2008. Indicadores de la estabilidad y madurez del compost. En: Moreno, J & R Moral (Eds.). Compostaje. pp. 243-283. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
  García de la Fuente, R. 2011. Caracterización y uso de compost de alperujo como enmienda orgánica. Evaluación agronómica y medioambiental. Tesis doctoral. Universitat Politècnica de València. Valencia.
- Martínez JM; JA Galantini: ME Duval & FM López. 2016. Indicadores edáficos de la fertilidad asociados a la calidad de suelos con trigo bajo siembra directa en el sudoeste bonaerense. Revista Ciencias Agronómicas XXVI: 23-31.
- Martínez, JM; JA Galantini; ME Duval; FM López & JO Iglesias. 2017a. Ajustes en la estimación de carbono orgánico por el método de calcinación en Molisoles del sudoeste bonaerense. Ci. Suelo 35: 181-187.
- Martínez JM; JA Galantini; ME Duval & FM López. 2017b. Tillage effects on labile pools of soil organic nitrogen and relationships with wheat crop in a semi-humid climate: A long-term field study. Soil Till. Res. 169: 71-80.
- Melero, S; K Vanderlinden; JC Ruiz & E Madejón. 2008. Long-term effect on soil biochemical status of a Vertisol under conservation tillage system in semi-arid Mediterranean conditions. European Journal of Soil Biology 44: 437-442.
- Moreno, J & R Moral (Eds.). 2008. Compostaje. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Mulvaney RL. 1996. Nitrogen- Inorganic forms.1123-1184. In Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods. (Ed. DL Sparks), SSSA- ASA, Madison, Wl, USA.
- Olsen SR; C Cole; FS Watanabe & LA Dean. 1954. Estimation of available phosphorus in soilsby extraction with sodium bicarbonate, U.S. Dep. of Agric. Circ. 939.
- Sainz Rozas, H; HE Echeverria & H Angelini. 2011. Niveles de carbono orgánico y pH en suelos agrícolas de la región pampeana y extrapampeana argentina. Ci. Suelo 29: 29-37.
- Sommers LE & DDW Nelson.1972. Determination of total phosphorus in soil. Soil Science Society of American Proceeding 36:902-904.
- Tian, G; TC Granato; AE Cox; RI Pietz; CR Carlson & Jr Z Abedin. 2009. Soil carbon sequestration resulting from long-term application of biosolids for land reclamation. J. Environ. Qual. 38:61-74.
- Vigil, MF & DE Kissel. 1995. Rate of nitrogen mineralized from incorporated crop residues as influenced by temperature. Soil Science Society of America Journal 59: 1636- 1644. En: Moreno, J. y Moral, R. (Eds.). Compostaje. pp.359. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid.
- Viglizzo, EF; FC Frank; LV Carreño; EC Jobaggy; H Pereyra; J Clatt, D Pincen; MF Ricard. 2011. Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. Glob. Chang. Biol. 17: 959–973.

C6P23. CARACTERIZACIÓN QUÍMICA DE RESIDUOS AGROINDUSTRIALES BIOTRANSFORMADOS DESTINADOS A LA PRODUCCIÓN AGRÍCOLA

Moisés, Juliana[1]; Beltran, Marcelo[2] y Galantini, Juan A.[3, 4]

[1] Centro de Recursos Naturales Renovables de la Zona Semiárida (CERZOS), [2]INTA Castelar, [3]Universidad Nacional del Sur (UNS-CONICET), Bahía Blanca, Argentina; [4] Comisión Investigaciones Científicas (BA). jmoises@cerzos-conicet.gob.ar

RESUMEN

Existe una gran diversidad de materiales que son utilizados como fuente de materia orgánica para el suelo y que pueden ser aplicados sin modificar o bien, luego de un proceso de biotransformación como abonos orgánicos. Las enmiendas orgánicas varían en su composición química de acuerdo al proceso de elaboración, duración del proceso, actividad biológica y tipos de materiales que se utilicen. El objetivo de este trabajo fue realizar una caracterización química de residuos orgánicos de diverso origen y bajo diferentes biotransformaciones, de manera de posibilitar su agrupación en función de sus propiedades, para definir su potencialidad de uso como enmiendas. En los residuos se determinó pH, conductividad eléctrica, materia orgánica, carbono orgánico, nitrógeno total, relación C:N, fósforo, azufre, magnesio, manganeso, potasio y hierro. Mediante un análisis estadístico de clúster se identificaron 4 grupos de residuos, en función de sus propiedades químicas. Se observó que el grupo A, compuesto por los residuos compostados, sería el mejor grupo como potencial enmienda, mayormente por su mayor contenido de nitrógeno total y su relación C:N. En cuanto a los residuos pertenecientes a los grupos C y D, se determinó que no es recomendable su utilización como enmiendas. La alta variabilidad entre los materiales hace necesario determinar la forma más eficiente de realizar una caracterización del material previo a su aplicación, de manera de optimizar su uso.

Palabras clave: enmiendas orgánicas, variabilidad, optimización.

INTRODUCCIÓN

La aplicación de materiales orgánicos, influye directamente sobre la calidad del suelo y el desarrollo vegetal, tanto en forma directa por acción per se de los nutrientes contenidos, como en forma indirecta mejorando las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Abassi & Khizar, 2012).

Existe una gran diversidad de materiales que son utilizados como fuente de materia orgánica para el suelo y que pueden ser aplicados sin modificar o bien luego de un proceso de biotransformación como abonos orgánicos (Durán et al, 2006).

Las enmiendas orgánicas varían en su composición química de acuerdo al proceso de elaboración, duración del proceso, actividad biológica y tipos de materiales que se utilicen (Meléndez, 2003).

Varios autores coinciden en que el conjunto de características químicas, físicas y biológicas son las que determinaran la calidad final de las enmiendas orgánicas y en consecuencia el uso apropiado de estos productos en los diferentes cultivos, de manera de maximizar sus beneficios y minimizar los riesgos de contaminación ambiental (Martínez 1996, Barbazán, *et al*., 2011). Las características fisicoquímicas de estos materiales frecuentemente se desconocen y en las decisiones sobre las dosis a aplicar no se considera su aporte de nutrientes. Existe gran variabilidad entre los materiales orgánicos, lo que determina la necesidad de analizar cada material antes de su agregado al suelo (Barbazán, *et al*., 2011).

El objetivo de este trabajo fue realizar una caracterización química de residuos orgánicos de diverso origen y bajo diferentes biotransformaciones, de manera de posibilitar su agrupación en función de sus propiedades, para definir su potencialidad de uso como enmiendas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Materiales experimentales

Se seleccionaron residuos agroindustriales provenientes de diferentes actividades, bajo diversas biotransformaciones. En la Tabla 1 se detallan los materiales utilizados:

Tabla 1. Residuos agroindustriales bajo diferentes biotransformaciones.

Residuo	Biotransformación	Referencia
Cáscara de girasol	sin modificar	CG
Cáscara de girasol	compostaje	CG Cm
Cáscara de girasol	hongo *Pleurotus ostreatus*	CG Ple
Cáscara de girasol	hongo *Ganoderma lucidum*	CG Gan
Cáscara de girasol	ureólisis- 3 meses en silo bolsa con urea	CG Ur
Cascarilla de arroz	sin modificar	CA
Cascarilla de arroz	hongo *Pleurotus ostreatus*	CA Ple
Cascarilla de arroz	hongo *Lentinula edodes*	CA Len
Paja de arroz	sin modificar	PA
Paja de arroz	hongo *Pleurotus ostreatus*	PA Ple
Paja de arroz	hongo *Ganoderma lucidum*	PA Gan
Paja de arroz	hongo *Lentinula edodes*	PA Len
Alperujo	sin modificar	Al
Cebolla + Estiércol bovino	compostaje	Cm EC

Caracterización química

Se realizaron las siguientes determinaciones químicas: materia orgánica (MO) total a través del método calcinación en mufla a 550°C por 4 h (Martínez *et al*., 2017), carbono orgánico total (COT) por analizador automático Leco truspec (Leco Corporation, St Joseph, MI), nitrógeno total (Nt) mediante el método de Kjeldahl (Bremner, 1996), fósforo, azufre, magnesio, potasio, manganeso y hierro mediante digestión húmeda (ácido nítrico y perclórico 2:1) con posterior determinación por espectrometría de emisión por plasma, pH y conductividad eléctrica (CE) por método 1+5 v/v (Bárbaro, 2011), para el material Cm EC se utilizó el método de pH en suspensión suelo: agua 1:2,5 y CE en pasta saturada. En la Tabla 2 se detalla la caracterización química de los diferentes residuos ensayados.

Tabla 2. Caracterización química de los residuos.

Residuo	pH	CE (mS/cm)	CO (g kg^{-1})	Nt (g kg^{-1})	C:N	MO (%)	P (g kg^{-1})	S (g kg^{-1})	Mg (g kg^{-1})	K (g kg^{-1})	Mn (mg kg^{-1})	Fe (g kg^{-1})
CG	5,62	1,62	616,7	7,84	78,6	95,79	0,12	5,89	2,25	13,16	13,6	0,39
CG Cm	7,61	2,75	522,4	23,92	21,8	77,57	2,44	10,23	5,24	17,52	113,1	1,69
CG Ple	5,31	4,47	569,2	9,05	62,9	87,86	0,44	15,01	3,43	12,96	23,0	1,32
CG Gan	4,52	1,94	434,2	12,03	36,1	73,35	1,12	19,75	4,16	14,49	95,0	3,99
CG Ur	5,16	1,37	637,1	18,95	33,6	95,91	0,48	5,08	2,34	12,33	33,8	0,32
CA	5,92	1,26	449,2	9,52	47,2	81,34	0,8	1,44	1,61	13,28	1332,1	0,46
CA Ple	5,35	2,97	366,8	10,57	34,7	61,24	1,92	13,63	4,82	15,44	1602,3	2,03
CA Len	5,39	6,7	389,8	8,87	43,9	73,48	1,35	6,42	2,5	18,38	1147,8	2,22
PA	8,55	0,76	373,5	11,7	31,9	65,19	1	16,96	3,35	13,92	1463,1	2,07
PA Ple	5,74	3,62	503,8	10,75	46,8	84,56	0,97	1,56	1,38	4,46	511,4	0,88
PA Gan	5,22	1,73	443,1	10,55	42,0	73,61	1,4	15,48	2,85	2,13	536,7	1,31
PA Len	4,97	3,5	409,8	16,01	25,6	74,01	1,95	13,82	3,79	6,31	453,8	1,15
Al	5,42	6,95	659,8	10,1	65,3	93,29	1,28	0,72	0,96	24,67	15,2	0,14
Cm EC	8,6	4,46	176,8	15,79	11,2	31,89	2,26	2,1	8,28	18,63	339,5	5,87

Cáscara girasol (CG), cáscara girasol compostada (CGCm), cáscara girasol con Pleurotus (CGPle), cáscara girasol con Ganoderma (CGGan), cáscara girasol ureolizada (CGUr), cascarilla arroz (CA), cascarilla arroz con Pleurotus (CA Ple), cascarilla arroz con Lentinula (CA Len), paja arroz (PA), paja arroz con Pleurotus (PA Ple), paja arroz con Ganoderma (PA Gan), paja arroz con Lentinula (PA Len), alperujo (Al), compost estiércol con residuo de producción de cebolla (Cm EC). Conductividad eléctrica (CE), carbono orgánico (CO), nitrógeno total (Nt), materia orgánica (MO), fósforo (P), azufre (S), magnesio (Mg), potasio (K), manganeso (Mn), hierro (Fe).

Análisis estadístico

Se realizó un análisis de clúster para agrupar los residuos semejantes basados en las propiedades químicas descriptas más relevantes para uso como enmiendas (pH, CE, MO, C:N, COT, N, P, S, K), teniendo en cuenta la distancia de Ward. El corte del grado de agrupamiento de los sitios de realizó en el 50% de la distancia total (Balzarini *et al.*, 2008). Se realizó la estadística descriptiva de las características químicas estudiadas de los residuos, según los grupos resultantes del análisis de clúster. Los análisis estadísticos se realizaron con el software Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2013).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La alta variabilidad entre los materiales (Tabla 2) hace necesario determinar la forma más eficiente de realizar una caracterización del material a utilizar previo a su aplicación, de manera de poder estimar el comportamiento del mismo en el suelo y su efecto sobre el cultivo. El análisis de clúster mediante las propiedades evaluadas permitió identificar cuatro grupos de residuos (grupo A n=2; B n=5; C n=5 y D n=2) (Figura 1).

Al realizar el análisis de varianza entre los grupos (Tabla 3), se encontró una relación C:N significativamente inferior en el A, compuesto por los dos compost, respecto al resto, explicado por su mayor contenido de N. Los valores de pH y P también fueron significativamente mayores a los demás grupos.

El grupo B dio diferencias significativas en el contenido de S; mientras que el grupo C superó al resto en el contenido de MO. En cuanto al grupo D, compuesto por el Al y CA Len, se destacó por sus altos niveles de CE y K, el alto contenido de K es característico del alperujo (García de la Fuente, 2011, Niaounakis & Halvadakis, 2006), y el K se considera uno de los mayores contribuyentes a los contenidos de sales (Vogtmann *et al*. 1993, Durán & Henríquez, 2007).

El análisis realizado permitió agrupar los diferentes residuos según sus características más importantes, en particular por C:N y CE. Estas diferencias pueden marcar comportamientos diferentes al aplicarlos, lo que será la siguiente etapa del presente proyecto.

Por otro lado, la mezcla entre productos y usos entre los grupos B y C, ponen en evidencia que las modificaciones durante la biotransformación pueden cambiar la calidad de los materiales resultantes.

Los residuos pertenecientes al grupo A presentan características que permiten inferir que sería el grupo más recomendable para utilizar los materiales como enmienda, mayormente por su relación C:N.

Los grupos C y D no son recomendables para su aplicación al suelo, ambos poseen valores altos de C:N, y el D adicionalmente tiene alta CE. Respecto al grupo B, los datos no permiten arrojar una recomendación.

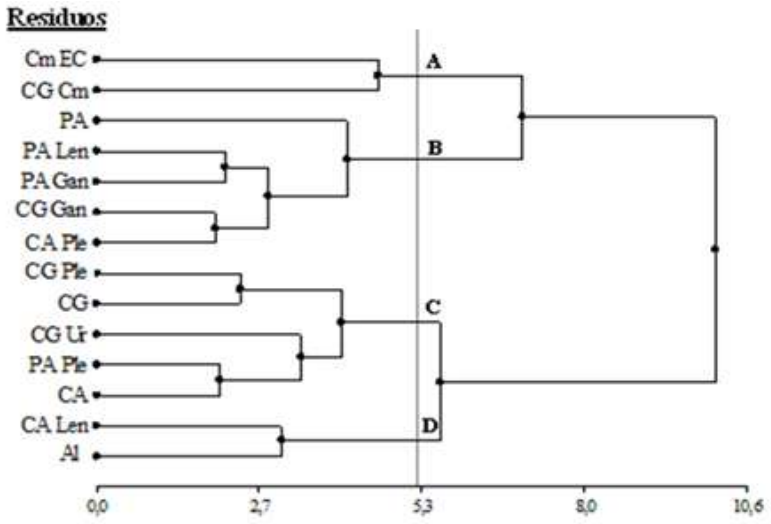


Figura 1. Dendograma de similaridad de los residuos según las características químicas evaluadas mediante distancia de Ward. Cáscara girasol (CG), cáscara girasol compostada (CGCm), cáscara girasol con Pleurotus (CGPle), cáscara girasol con Ganoderma (CGGan), cáscara girasol ureolizada (CGUr), cascarilla arroz (CA), cascarilla arroz con Pleurotus (CA Ple), cascarilla arroz con Lentinula (CA Len), paja arroz (PA), paja arroz con Pleurotus (PA Ple), paja arroz con Ganoderma (PA Gan), paja arroz con Lentinula (PA Len), alperujo (Al).

Tabla 3: Propiedades químicas de residuos.

	Grupo	Medias	EE
pH	A	8,11a	0,75
	B	5,72b	0,47
	C	5,55b	0,47
	D	5,41b	0,75
CE (mS/cm)	A	3,6b	0,86
	B	2,18b	0,55
	C	2,47b	0,55
	D	6,83a	0,86
MO (%)	A	54,73c	8,81
	B	69,48bc	5,57
	C	89,09a	5,57
	D	83,39ab	8,81
CO (g/kg R)	A	349,6a	79,22
	B	405,48a	50,1
	C	555,2a	50,1
	D	524,8a	79,22
N (g/kg R)	A	19,86a	2,58
	B	12,17b	1,63
	C	11,22b	1,63
	D	9,48b	2,58
C:N	A	16,5b	9,01
	B	34,06a	5,7
	C	53,82a	5,7
	D	54,65a	9,01
P (g/kg R)	A	2,35a	0,25
	B	1,48b	0,16
	C	0,56c	0,16
	D	1,31b	0,25
S (g/kg R)	A	6,17b	3,14
	B	15,93a	1,99
	C	5,8b	1,99
	D	3,57b	3,14
K (g/kg R)	A	18,07ab	3,3
	B	10,46b	2,09
	C	11,24b	2,09
	D	21,52a	3,3

Letras diferentes representan diferencias estadísticas ($p<0,05$) test DMS.CE conductividad eléctrica, MO materia orgánica, CO carbono orgánico.

CONCLUSIONES PRELIMINARES

Este tipo de análisis permite identificar y agrupar los materiales biotransformados. Será necesario realizar ensayos que permitan verificar si el comportamiento a campo es coincidente a este agrupamiento. Es importante también estudiar si es posible mediante este tipo de análisis, evaluar posibles combinaciones entre los diferentes residuos de manera de lograr un efecto sinérgico.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue parcialmente financiado por el proyecto de Unidades Ejecutoras CERZOS- *Bioconversión y valorización de residuos agroindustriales del sudoeste bonaerense.* Además, se agradece al Laboratorio de Biotecnología de Hongos comestibles y medicinales (LBHCyM-CERZOS).

BIBLIOGRAFÍA

- Abbasi MK & A Khizar. 2012. Microbial biomass carbon and nitrogen transformations in a loam soil amended with organic–inorganic N sources and their effect on growth and N-uptake in maize. Ecol. Eng. 39: 123-132.
- Balzarini MG; L González; M Tablada; F Casanoves; JA Di Rienzo & CW Robledo. 2008. Infostat: Manual del Usuario. Córdoba. Editorial Brujas.
- Barbaro, LA; MA Karlanian; S Imhoff & DE Morisigue. 2011. Caracterización de la turba subtropical del departamento Islas de Ibicuy (Entre Ríos, Argentina). Agriscientia, 28(2): 137-145.
- Barbazán, M; A Del Pino; C Moltini; J Hernández & J Rodríguez. 2011. Caracterización de materiales orgánicos aplicados en sistemas agrícolas intensivos de Uruguay. Agrociencia Uruguay - Volumen 15 1:82-92.
- Bremner JM. 1996. Nitrogen – Total. En: Methods os Soil Analysis, part 3. Ed. Sparks DL, Chemical Methods, 1085-1123.
- Di Rienzo, JA; F Casanoves; MG Balzarini; L Gonzalez; M Tablada & CW Robledo. 2013. InfoStat, versión 2013, Grupo InfoStat, FCA. Universidad Nacional de Córdoba (Argentina).
- Durán, L. & C Henríquez. 2007. Caracterización química, física y microbiológica de vermicompostes producidos a partir de cinco sustratos orgánicos Agronomía Costarricense, vol. 31, núm. 1, pp. 41-51
- García de la Fuente, R. 2011. Caracterización y uso de compost de alperujo como enmienda orgánica. Evaluación agronómica y medioambiental. Tesis doctoral. Universitat Politècnica de València. Valencia.
- Martínez C. 1996. Potencial de la lombricultura: elementos básicos para su desarrollo. A. Carballo; S. Bravo (eds). Texcoco, MX. 140 p.
- Martínez, JM; JA Galantini; ME Duval; FM López & JO Iglesias. 2017. Ajustes en la estimación de carbono orgánico por el método de calcinación en Molisoles del sudoeste bonaerense. Ci. Suelo 35: 181-187.
- Meléndez, G. 2003. Indicadores químicos de calidad de abonos orgánicos. En: Abonos orgánicos: Principios, características e impacto en la agricultura. Ed Meléndez, G. San José, Costa Rica. pp. 50-63.
- Niaounakis, M & CP Halvadakis. 2006. Olive Processing Waste Management. Literature Review and Patent Survey. 2nd Edition. Elsevier Ltd., Oxford.
- Vogtmann H; K Fricke & T Turk. 1993. Quality,physical characteristics, nutrient content, heavy metals and organic chemicals in biogenic waste compost. Compost Sci. Uti. 1(4):69-87.

C6P24. CARACTERIZACIÓN QUÍMICA Y EVALUACIÓN DEL EFECTO DE EXTRACTOS DE RAC SOBRE EL CRECIMIENTO DE *THITONIA TUBAEFORMIS*

Nuñez, María[1]; Ramos, A. Macarena[2]; Tortora, M. Laura[1]; Leggio, M. Fernanda[1]; Romero, Eduardo[1] y Digonzelli, Patricia[1]

[1] Subprograma Agronomía de Caña de Azúcar, Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres. Av. William Cross 3150, (4101), Las Talitas, Tucumán, Argentina. [2] Sección Manejo de Malezas. Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres. Av. William Cross 3150, (4101), Las Talitas, Tucumán, Argentina. mnunez@eeaoc.org.ar

RESUMEN

El mantenimiento del residuo agrícola de la cosecha en verde de la caña de azúcar (RAC) sobre el suelo, constituye una de las prácticas de la agricultura de conservación más difundidas en los últimos años. Esto ha generado numerosas investigaciones relacionadas al efecto que ejerce el RAC sobre el crecimiento del cultivo, las malezas y las características físico-químicas del suelo. El objetivo de este trabajo fue evaluar la composición química y el efecto de distintas concentraciones de extractos acuosos de RAC, sobre la germinación y el crecimiento de *Thitonia tubaeformis*. La preparación de los extractos (100%, 25%, 50%, 0% (v/v)) se realizó a partir de residuo fresco de la variedad LCP 85-384 y su composición química se analizó por cromatografía gaseosa acoplada a espectrometría de masa (GC-MS). Los bioensayos se realizaron en cámaras de crecimiento en los que se evaluó número de semillas germinadas cada 48 hs durante 10 días, y a los 30 días después del trasplante se analizó peso fresco y seco del sistema aéreo y radicular. El análisis químico confirmó la presencia de ácido benzoico y derivados, comúnmente involucrados en fenómenos de alelopatía. Si bien los extractos no presentaron ningún efecto sobre la germinación de *Thitonia tubaeformis*, si se observó una disminución en el peso fresco del sistema aéreo y en el peso seco del sistema aéreo y radicular para las plantas regadas con el extracto puro. Por el contrario, las plantas regadas con las diluciones más bajas de los extractos presentaron mayor crecimiento de la parte aérea. Según estos resultados, podemos confirmar que los compuestos solubles en agua presentes en los extractos acuosos de RAC, a altas concentraciones presentan un efecto alelopático afectando el crecimiento de *Thitonia tubaeformis*, mientras que a bajas concentraciones presentan un efecto hormético que estimula el desarrollo de esta maleza.

Palabras claves: alelopatía, conservacionista, maleza.

INTRODUCCIÓN

Durante los últimos años, la necesidad de implementar sistemas productivos de caña de azúcar conservacionistas, que reduzcan la erosión del suelo, incrementen sus niveles de materia orgánica, mejoren su estructura, favorezcan su biodiversidad y el reciclado de nutrientes, entre otros efectos ha llevado no sólo a la eliminación de la quema como práctica asociada a la cosecha de la caña de azúcar, sino también al mantenimiento del residuo agrícola de cosecha (RAC) como cobertura sobre la superficie del suelo.

En la cosecha de la caña de azúcar sin quema, queda sobre el campo una importante cantidad de residuos (hojas y despuntes) que, para la condiciones de Tucumán, ha sido estimada entre 7 t y 16 t de materia seca/ha (Romero *et al.*, 2009, Digonzelli *et al.* 2016). El RAC puede quedar esparcido sobre el campo como cobertura ("mulching"), ser incorporado en los primeros centímetros del perfil o retirarse total o parcialmente del campo (Digonzelli *et al.*, 2011a).

La conservación del RAC sobre la superficie del suelo tiene numerosos efectos, entre ellos: aporta una gran cantidad de materia orgánica y mejora la estabilidad estructural del suelo, favorece la conservación de la humedad, disminuye la evaporación y mejora la infiltración del agua en el suelo, reduce la erosión y la temperatura del suelo en los primeros centímetros de profundidad, permite el reciclado de nutrientes y favorece la actividad de la microflora benéfica del suelo (Robertson, 2003, Sanzano *et al.*, 2009, Digonzelli *et al.*, 2011a y b y Tortora *et al.*, 2013). Además, se ha demostrado que disminuye la infestación de malezas ya que actúa como barrera física reduciendo tanto la transmisión de luz, como las temperaturas necesarias para el crecimiento de las mismas (Tester & Morris, 1987).

Por otro lado, en nuestra provincia después de la cosecha de caña de azúcar, comienza la temporada de lluvias que favorecen la liberación de sustancias químicas del RAC que se encuentra sobre la superficie del suelo. Se ha demostrado

que algunos de estos compuestos solubles en agua pueden inhibir la germinación y el crecimiento de malezas debido a un efecto de alelopatía (Viator *et al.*, 2006).

El control de malezas constituye una práctica agronómica de suma importancia en el manejo del cultivo de caña de azúcar, dado que un cañaveral expuesto a la competencia con malezas puede sufrir pérdidas de hasta el 50% de su producción. El pasto o yuyo cubano, *Thitonia tubaeformis*, es una maleza ampliamente distribuida en el noroeste argentino y es clasificada, según el Manual de reconocimientos de malezas en caña de azúcar, como una de las especies más peligrosas. Fue declarada plaga nacional por disposición N° 283/1983 de la Secretaría de Agricultura y Ganadería de la Nación.

Teniendo en cuenta estas consideraciones, el objetivo de este trabajo fue evaluar la composición química y el efecto de distintas concentraciones de extractos acuosos de RAC sobre la germinación y el crecimiento de *Thitonia tubaeformis*.

MATERIALES Y MÉTODOS

Preparación de los extractos

Para la preparación del extracto acuoso de RAC, se utilizó la técnica descripta por Viator *et al.* (2006). En forma manual, se recolectó el residuo fresco de la cosecha de un cañaveral de la variedad LCP 85-384, por ser la más difundida en nuestra provincia. El residuo se secó en estufa a 45°C durante 24 horas. Luego se sumergió en agua destilada en proporciones 1:28 (residuo:agua) en un baño termostatizado a 25°C durante 4 horas. Posteriormente, el residuo se filtró y se obtuvo el extracto puro. A partir de éste se realizaron diferentes diluciones en agua destilada (0%, 25%, 50% y 100%) (v/v), las cuales se conservaron en cámara fría a 7°C y en oscuridad hasta su uso.

Caracterización química

Para la identificación de los compuestos presentes en el extracto acuoso de RAC, se empleo la técnica de cromatografía gaseosa acoplada a espectrometría de masa (GC/MS). El análisis por GC-MS se realizó utilizando un equipo Thermo Electron modelo Polaris Q asociado a una fuente de ionización por impacto electrónico y a un analizador masa-trampa (Thermo Finnigan, USA). En las separaciones cromatográficas se utilizó una columna DB-5 (Agilent JW, USA) utilizando gas He como fase móvil, con una velocidad de flujo de 0,3 mL/min y un volumen de inyección de 1 µl. La fuente de ionización se mantuvo a 200 ºC, mientras que el horno del cromatógrafo se programó con un gradiente de temperatura, iniciando a 55ºC por 1 min hasta los 350 ºC a una velocidad de 5°C/min. El análisis de masa se realizó por impacto electrónico, utilizando un potencial de ionización de 70 eV.

Bioensayos

Para evaluar el efecto de los extractos acuosos sobre la germinación de las semillas de *Tithonia tubaeformis* se llenaron bandejas plásticas de 500 g con sustrato comercial Grow Mix Premium (Terrafertil). El riego se realizó cada dos días hasta capacidad de campo. Los tratamientos fueron: el extracto acuoso obtenido a partir del RAC en las siguientes concentraciones, 100%, 50%, 25% (v/v) y el testigo regado con agua. Las bandejas fueron colocadas en cámara de brotación bajo condiciones controladas. El diseño fue completamente aleatorizado con 3 bandejas de 30 semillas cada una, por tratamiento. Cada 48 hs durante 10 días, se determinó el número de semillas germinadas por bandeja.

Para la evaluación del efecto de los extractos acuosos de RAC sobre el crecimiento, semillas de *Tithonia tubaeformis* se pre-germinaron en cámara de brotación en bandejas plásticas de 500 g con sustrato comercial Grow Mix Premium (Terrafertil) y luego las plántulas fueron trasplantadas a macetas de 1 L con el mismo sustrato comercial. El riego se realizó 3 veces por semana durante 30 días hasta capacidad de campo.

Las macetas fueron colocadas en sombráculo a temperatura ambiente y bajo luz natural, en un diseño completamente aleatorizado con 3 bloques de 5 repeticiones cada uno. Los tratamientos fueron: el extracto acuoso obtenido a partir del RAC en las siguientes concentraciones 100%, 50%, 25% (v/v) y el testigo regado con agua.

Una vez establecidas las plantas (30 días posteriores al trasplante) se determinó el peso fresco y seco del sistema aéreo y radicular. Para ello, se separaron cuidadosamente las plantas en tallos y raíces, se evaluó el peso fresco correspondiente, y luego se secaron en estufa a 65°C hasta peso constante para la evaluación del peso seco.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis por GC/MS del extracto acuoso de RAC permitió identificar diferentes compuestos orgánicos de naturaleza fenólica. El cromatograma de iones totales (TIC, *Total Ion Chromatogram*) del extracto acuoso de RAC, se muestra en la Fig. 1. Los picos con diferentes tiempos de retención (tr) fueron analizados según su peso molecular y el patrón de fragmentación de masas, y comparados con datos de la biblioteca electrónica para su identificación química.

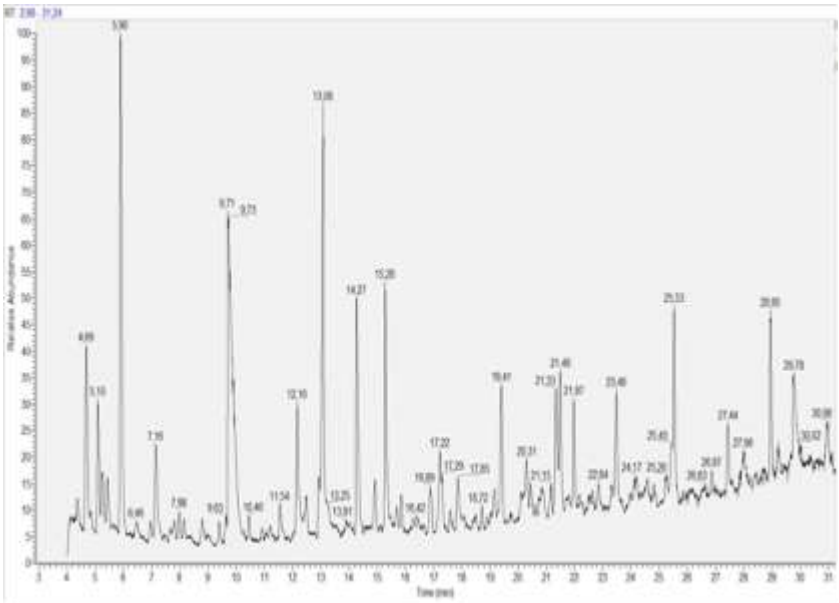


Figura 1: Cromatograma de iones totales (TIC) para los compuestos fenólicos presentes en el extracto acuoso de RAC de la variedad LCP 85-384.

Los picos del TIC con diferentes tiempos de retención (tr), se fragmentaron en picos de diferente relación masa carga *(m/z)*, que fueron identificados según se muestra en la Tabla 1. Los compuestos identificados corresponden a compuestos orgánicos de naturaleza fenólica como el ácido benzoico y sus derivados.

Tabla 1: Identificación de compuestos orgánicos presentes en el extracto acuoso de RAC de la variedad LCP 85-384.

Compuestos fenólicos	Tiempo de retención (tr) (min)	Peso molecular	Fragmentos característicos
Propilbenceno	4.37	120	120, 91
1-etil-2,4-dimetilbenceno	4.69	134	133, 89, 87
Estireno	5.27	104	104, 103, 78, 77
1-etil-2-metilbenceno	5.44	120	120, 105, 103, 79, 77
1,2,4-trimetilbenceno	5.90	120	120, 105, 91, 77
Tolueno	7.16	120	120, 105, 91, 79, 77
1-metil-3-(1-metiletel)benceno	7.98	134	134, 119, 91
1,2,3,5 – tetrametilbenceno	9.37	134	134, 119, 91, 77
1,2,3,4 – tetrametilbenceno	9.63	134	134, 119, 91, 77
Fenilglioxal	10.46	134	134, 119, 91, 57
Ácido benzoico	22.84	122	122, 105, 77, 50
2-metoxi-4-vinilfenol	25.53	150	135, 107, 77
Benzofurano	28.95	120	120, 91, 65

Se ha reportado que la mayoría de estos compuestos orgánicos son responsables del efecto de fitotoxicidad que presenta el residuo de la caña de azúcar sobre el crecimiento de diferentes especies de malezas (Sampietro & Vattuone, 2006). Sin embargo, al evaluar el efecto de las diferentes diluciones del extracto acuoso de RAC sobre la germinación de *Thitonia tubaeformis*, no se observaron diferencias estadísticamente significativas con respecto al testigo regado con agua (Fig.2).

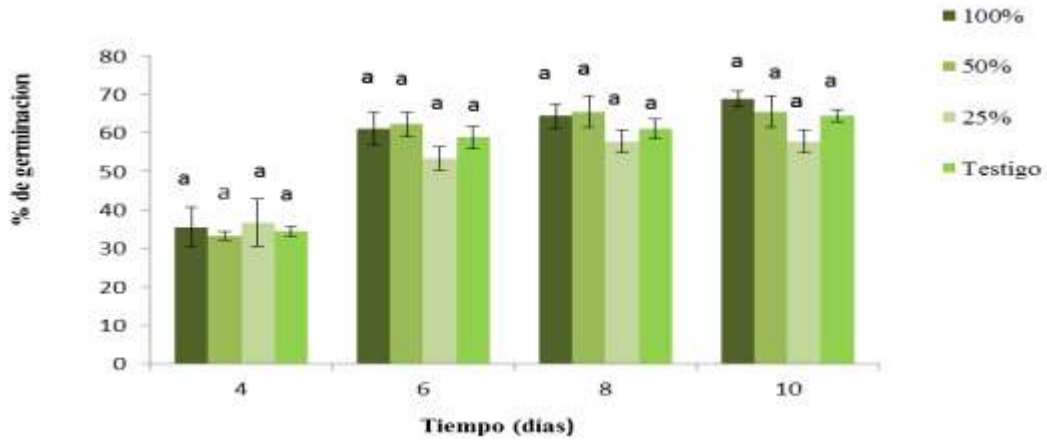


Figura 2: Efecto de extractos acuosos de RAC sobre la germinación (%) de *Thitonia tubaeformis*. Letras distintas representan valores estadisticamente diferentes (Análisis de ANOVA con la Prueba LSD, p<0,10).

Cuando se analizó el crecimiento de las plantas de los diferentes tratamientos, se observó que aquellas regadas con el extracto puro (100%) presentaron una disminución significativa en peso fresco y peso seco de la parte aérea. Esta disminución alcanzó su máximo valor cuando se comparó el peso fresco de las plantas regadas con extracto puro con el de las plantas testigo (43% de disminución). Mientras que las plantas regadas con las diluciones más bajas del extracto (50% y 25%) presentaron un incremento significativo en el peso fresco y seco del sistema aéreo en comparación con las plantas control y con las regadas con el extracto puro. En relación a las evaluaciones realizadas sobre el sistema radicular, no se observaron diferencias estadísticamente significativas en el peso fresco. Sin embargo, si se observó una disminución en el peso seco de raíces de plantas tratadas con las diluciones más altas del extracto comparadas con el testigo y el tratamiento 25% (Figura 3A y 3B).

El aumento en el peso fresco y peso seco de las plantas regadas con las diluciones más bajas de los extractos, podría deberse a las propiedades horméticas que presenta el residuo agrícola de la caña de azúcar (Viator *et al.*, 2006). La hormesis es una forma de alelopatía en la cual las concentraciones subinhibitorias de algunas sustancias fitotóxicas ejercen un efecto estimulante sobre un determinado organismo (Southman & Ehrlich, 1943; Thiamann, 1956).

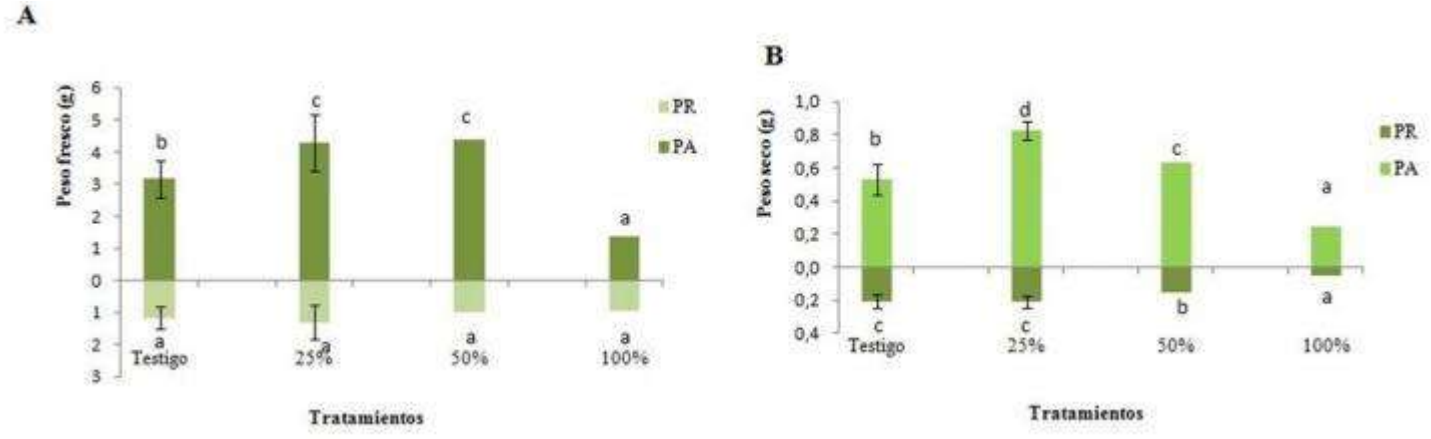


Figura 3: Peso fresco (A) y seco (B) de las plantas para los diferentes tratamientos a los 30 días después de la siembra. Letras distintas representan valores estadisticamente diferentes (Análisis de ANOVA con la Prueba LSD, p<0,10).

CONCLUSIONES

Los datos obtenidos en este trabajo indican que el extracto acuoso obtenido a partir del residuo agrícola de la cosecha en verde de la caña de azúcar (RAC), presenta compuestos capaces de modificar el crecimiento de *Thitonia tubaeformis* en función de sus concentraciones, bajo condiciones de luz natural y temperatura ambiente, sin modificar la germinación de la semilla. Se observó que el extracto acuoso puro, presentó un efecto de fitotoxicidad que afectó significativamente el crecimiento de *Thitonia tubaeformis;* indicando un efecto alelopático del RAC de la caña de azúcar sobre esta maleza. Por el contrario, las diluciones más bajas de los extractos estimularon el crecimiento de esta especie, posiblemente debido a un efecto hormético.

BIBLIOGRAFÍA

- Digonzelli, P; E Romero; L Alonso; J Fernández de Ullivarri; H Rojas Quinteros; J Scandaliaris & S Fajre. 2011 a. Assesing a sustainable sugar cane production system in Tucumán, Argentina. Part I: Sugar cane harvest residue (trash) decomposition dynamics. RIAT 88(1): 1-12.
- Digonzelli, P; MJ Tonatto; ER Romero; A Sanzano; J Fernández de Ullivarri; J Giardina & J Scandaliaris. 2011. Assessing a sustainable sugar cane production system in Tucumán, Argentina. Part II: soil water and thermal regime, stalks population dynamics and sugarcane production. RIAT 88(2): 1-10.
- Digonzelli,P; J Fernández de Ullivarri; ML Tortora; M Medina & MF Leggio Neme. 2016. Evaluación de la descomposición del residuo de la cosecha en verde de la caña de azúcar (RAC) en Tucumán, Argentina. Rvta. ATAM 29 (2): 1-10.
- Robertson, FA. 2003. Sugarcane trash management: consequences for soil carbon and nitrogen. Final Report to the CRC for Sustainable Sugar Production. CRC for Sustainable Sugar Production, Townsville, Australia. 38.
- Romero, ER; J Scandaliaris; PA Digonzelli; L Alonso; F Leggio Neme; J Giardina; S Casen; J Tonatto & J Fernández de Ullivarri. 2009. Effect of variety and cane yield on sugarcane potential trash. RIAT 86 (1): 9-13.
- Sampietro, DA & MA Vattuone. 2006. Nature of the interference mechanism of sugarcane (*Saccharum officinarum* L.) straw. Plant Soil, 280: 157-169.
- Sanzano, GA.; FA Sosa; CF Hernández; M Morandini; H Rojas Quinteros; JI Romero & PA Digonzelli. 2009. Evaluación de la erosión hídrica en caña de azúcar con y sin cobertura de maloja. Avance Agroindustrial 30(3): 16-18.
- Southman, CM & J Ehrlich. 1943. Effects of extract of western redcedar hardwoods on certain wood-decaying fungi in culture. Phytopathology 33:517–524.
- Tester, M & C Morris. 1987. The penetration of light through soil. Plant, Cell and Environment 10: 281-286.
- Thiamann, K.V. 1956. Promotion and inhibition: Twin themes in physiology. Am. Nat. 40:145–162.
- Tortora, ML; L Vera; N Grellet Naval; J Fernández de Ullivarri; P Digonzelli & ER Romero. 2013. Effect of sugar cane trash blanketing on the development of microorganisms of agronomic and environmental interest. RIAT 90 (1): 61-68.
- Viator, R.P; RM Johnson; CC Grim & EP Richard. 2006. Allelopathic, autotoxic, and hermetic effects of postharvest sugarcane residue. American Society of Agronomy, Journal article no 98: 1526-1531.

C6P25. EFECTO DEL USO DEL SUELO SOBRE EL FLUJO DE OXIDO NITROSO EN EL CHACO SUBHÚMEDO

Osinaga, Natalia[1]; Álvarez, Carina[2]* y Taboada, Miguel[1,3].

[1]CONICET. [*2]Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Av. San Martín 4453. CABA. Argentina. [3]Instituto de Suelos, CIRN, INTA. alvarezc@agro.uba.ar

RESUMEN

El óxido nitroso (N_2O) es el principal gas que contribuye al efecto invernadero desde la agricultura y posee un poder de calentamiento global 310 veces mayor que el dióxido de carbono (CO_2). El objetivo fue evaluar el impacto del cambio del uso de la tierra sobre las emisiones de N_2O en el Este de Santiago del Estero perteneciente a la región natural Chaco subhúmedo. Se seleccionaron sitios con situaciones que representan el tipo de uso más común en la región: monte, situaciones bajo cultivo de soja en cabecera (mayor compactación) y centro de lote (menor compactación) y pasturas de *Megathyrsus Maximus* (n=3). La extracción de gas se realizó en tres momentos: 3/2016, 4/2016 y 8/2016 y se extrajeron muestras de suelo de los primeros 10 cm para determinar densidad aparente (Dap), carbono orgánico total (CT), carbono orgánico particulado (COP), nitratos y espacio poroso saturado con agua (EPSA). Para los lotes agrícolas tanto en cabecera como centro de lote las emisiones fueron bajas en los dos primeros muestreos (1,1 – 2,3 ugN-N_2O m^{-2} h^{-1}), en agosto los valores fueron negativos (-3,5 ugN-N_2O m^{-2} h^{-1}). En las pasturas la emisión fue alta al inicio (20 ugN-N_2O m^{-2} h^{-1}) y final del muestreo (12 ugN-N_2O m^{-2} h^{-1}), en abril la tasa de emisión fue similar a la de los lotes agrícolas (1,6 ugN-N_2O m^{-2} h^{-1}). El monte presenta el flujo de N_2O más alto durante todo el periodo 13 ugN-N_2O m^{-2} h^{-1} en marzo, 10,5 ugN-N_2O m^{-2} h^{-1} en abril y 20,2 ugN-N_2O m^{-2} h^{-1} en agosto. Existe una relación positiva entre el flujo de N_2O y los contenidos de nitratos, COP, CT. La mayor parte de la variabilidad fue explicada por los nitratos del suelo (r^2=0,43). Las propiedades físicas (EPSA y Dap) no presentaron correlación con la tasa de emisión.

Palabras claves: Gases de efecto invernadero, pasturas, siembra directa

INTRODUCCIÓN

El óxido nitroso (N_2O) absorbe radiación infrarroja de la atmósfera contribuyendo al efecto invernadero junto con otros gases como el CO_2, CH_4, CFC, O_3 y H_2O (Solomon *et al.*, 2007). La particularidad del N_2O radica en que tiene 310 veces mayor potencial de calentamiento global que el CO_2 y es mucho más estable en la atmósfera (IPCC, 2006), por eso es actualmente responsable del 5 % de calentamiento global (Ravishankara *et al.*, 2009). El suelo contribuye en un 60% de las emisiones globales, por eso es reconocido como la principal fuente de N_2O atmosférico (Ehhalt *et al.*, 2001). Las emisiones son máximas cuando éste tiene el 65-80% del espacio poroso lleno de agua, es decir cuando se encuentra en una estado intermedio entre aeróbico y anaeróbico (Dalal *et al.*, 2003) ya que intervienen procesos de nitrificación y desnitrificación simultáneo mediados por microorganismos (Butterbach-Bahl *et al.*, 2013). Estos factores están influenciados a su vez por la textura, drenaje y densidad aparente del suelo, por las condiciones climáticas de la región y las prácticas culturales (Flechard *et al.*, 2007). En el Chaco Subhúmedo específicamente en el Este de la provincia de Santiago del Estero se ha demostrado como el cambio del uso de la tierra afecta negativamente las propiedades físicas y los stocks de carbono del suelo hasta el metro de profundidad (Osinaga *et al.*, 2016). En esta región desde fines de la década del ’70 se viene dando un avance de la frontera agropecuaria sobre los bosques nativos, para realizar principalmente cultivos extensivos (soja, maíz, algodón) y pasturas para la producción ganadera. En la región solo existen parches de bosque original. No existe información sobre las emisiones de GEI en bosques como los de la zona. Los objetivos del trabajo fueron: 1- Cuantificar las emisiones de óxido nitroso bajo diferentes usos de suelo (monte, pastura, centro y cabecera de lotes agrícolas) y 2- Determinar cuáles fueron las variables edáficas que mejor explican la variabilidad de las emisiones medidas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio de muestreo

El muestreo se llevó a cabo en lotes de establecimientos del este del Departamento Moreno de la provincia de Santiago del Estero. Este área se encuentra dentro de la región natural Chaco subhúmedo y ocupa una franja meridional que bordea el límite Este del Chaco semiárido (Vargas Gil, 1988). Las precipitaciones anuales varían de 700 mm a 1000

mm. La temperatura media anual es de 21°C. Los suelos más representativos son los Haplustoles y Argiustoles (Vargas Gil, 1988).

Se seleccionaron sitios con situaciones que representan el tipo de uso más común en la región en la localidades de Quimilí (27°33'48''S – 62°23'06''O) y Roversi (27°41'13''S – 61°56'10''O): monte (cortinas forestales), situaciones bajo cultivo de soja en cabecera (mayor compactación; Soja C) y centro de lote (menor compactación, Soja NC) y pasturas de *Megathyrsus maximus* (*Panicum maximun cv. Gatton*). Se evaluaron tres situaciones independientes de cada uso del suelo. Los suelos poseen una textura superficial predominante franca a franco arcillo limosa y sub-superficial franco arcillo limosa a arcillo limosa. En las cortinas forestales la estructura del suelo es granular en superficie, en los lotes agrícolas predomina estructura laminar en la cabecera de los mismos y pequeños bloques subangulares en el centro del lote. En los suelos de las pasturas la estructura superficial intercala entre laminar y granular. El lote agrícola se maneja bajo siembra directa con una rotación de soja-maíz desde hace 15 años, no se realizó ningún tipo de fertilización. Las pasturas son megatérmicas perennes y en ellas tampoco se aplicó fertilizante.

Determinación de la emisión de N_2O y propiedades edáficas

Se determinaron las emisiones de óxido nitroso utilizando cámaras estáticas con ventilación siguiendo las recomendaciones del protocolo GRACEnet, Chamber-based Trace Gas Flux Measurement Protocol (2010), Rochette & Bertrand (2007) y de Livingston & Hutchinson (1995), en la etapa fenológica R4 (3 de marzo 2016), R8 (26 de Abril de 2016) del cultivo de soja y luego de la cosecha (10 de agosto de 2016). En las mismas fechas de muestreo, se realizaron las determinaciones en el monte y en la pastura. El óxido nitroso se analizaró a través de cromatografía. Durante las mediciones se registraron la temperatura del suelo a 10cm y la temperatura del aire. A la par se tomaron muestras de suelo de los primeros 10 cm para determinar la concentración de $N\text{-}NO_3^-$ por colorimetría (Keeney & Nelson, 1982),el contenido hídrico gravimétrico (CHG), densidad aparente (Dap) por el método del cilindro (Blake, 965), carbono orgánico (CT) por combustión húmeda con el método de Walkley-Black (Nelson & Sommers, 1996), y CO particulado (COP) (53µm-2000µm) (Cambardela & Elliot, 1992). A partir de los valores de Dap y CHG se calculó el espacio poroso saturado de agua (EPSA).

Análisis estadístico

Se realizó un análisis de regresión lineal utilizando los tres puntos de cada muestreo, tomando como variable independiente el tiempo de emisión del N_2O desde el suelo hacia la atmósfera (0, 20 y 30 minutos) y como variable dependiente la concentración de N_2O dentro del vial en ppb. Cuando el R^2 de la regresión lineal fue mayor que 0,7, se consideró que la pendiente de la función representó la tasa de emisión de N_2O. Cuando el R^2 fue menor que 0,7, el flujo de N_2O en el intervalo fue considerado cero. Se realizaron análisis de la varianza (ANOVA) entre rectas y para las propiedades edáficas medidas (Dap, CT y COP).También se realizaron análisis de correlación entre las variables estudiadas a través del coeficiente Pearson y se aplicaron herramientas de análisis multivariado, identificando componentes principales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Dap fue menor en la situación de monte (0,82 g cm^{-3}). Las pasturas junto con los lotes agrícolas presentaron valores superiores debido al tránsito animal y de la maquinaria. En este caso la cabecera del lote presentó un valor promedio de 1,13 g cm^{-3}, seguido por las pasturas (1,08 g cm^{-3}) y luego por el centro del lote (1,01 g cm^{-3}) (Tabla 1). Los valores de CT y COP, al igual que los de Dap, también siguieron patrones similares a los encontrados por Osinaga *et al.*, (2016) en el área de estudio. La cortina forestal presentó una elevada concentración de CT y COP (38,7 g kg^{-1} y 26,3 g kg^{-1} respectivamente). Por el uso agrícola o ganadero del suelo el CT se redujo en un 50 % (19 g kg^{-1}). Lo mismo ocurre con el COP, en pasturas se redujo un 59% (10,7 g kg^{-1}) y en los lotes agrícolas un 79% (5,5 g kg^{-1}) (Tabla 1)

Tabla 1: Densidad aparente (Dap), carbono orgánico total (CT) y carbono orgánico particulado (COP) de 0-10 cm para diferentes usos de suelo: Monte, pastura, cabecera de lote con soja no compactado (Soja NC) y centro de lote compactado (Soja C). Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($p<0,05$)

	Dap (g cm^{-3})	CT (g kg^{-1})	COP (g kg^{-1})
Monte	0,82 d	38,7 a	26,3 a
Pastura	1,08 b	21,0 b	10,7 b
Soja NC	1,01 c	18,5 c	5,3 c
Soja C	1,13 a	20,0 b	5,8 c

En la Fig. 1 se presentan los flujos de N_2O para las cuatro situaciones estudiadas en los tres muestreos realizados. Para los lotes agrícolas tanto en cabecera como centro de lote las emisiones fueron bajas en los dos primeros muestreos (1,1 – 2,3 ugN-N_2O m^{-2} h^{-1}), en agosto los valores fueron negativos (-3,5 ugN-N_2O m^{-2} h^{-1}) es decir que existió una absorción de N_2O por el suelo (Soane yVan Ouwerkerk, 1995). En las pasturas la emisión fue alta en el primer (20 ugN-N_2O m^{-2} h^{-1}) y último muestreo (12 ugN-N_2O m^{-2} h^{-1}), en abril la tasa de emisión fue similar a la de los lotes agrícola (1,6 ugN-N_2O m^{-2} h^{-1}). El monte presentó el flujo de N_2O más alto durante todo el periodo 13 ugN-N_2O m^{-2} h^{-1} en marzo, 10,5 ugN-N_2O m^{-2} h^{-1} en abril y 20,2 ugN-N_2O m^{-2} h^{-1} en agosto, aunque estadísticamente en Abril no se diferencia del resto de las situaciones por su alta variabilidad.

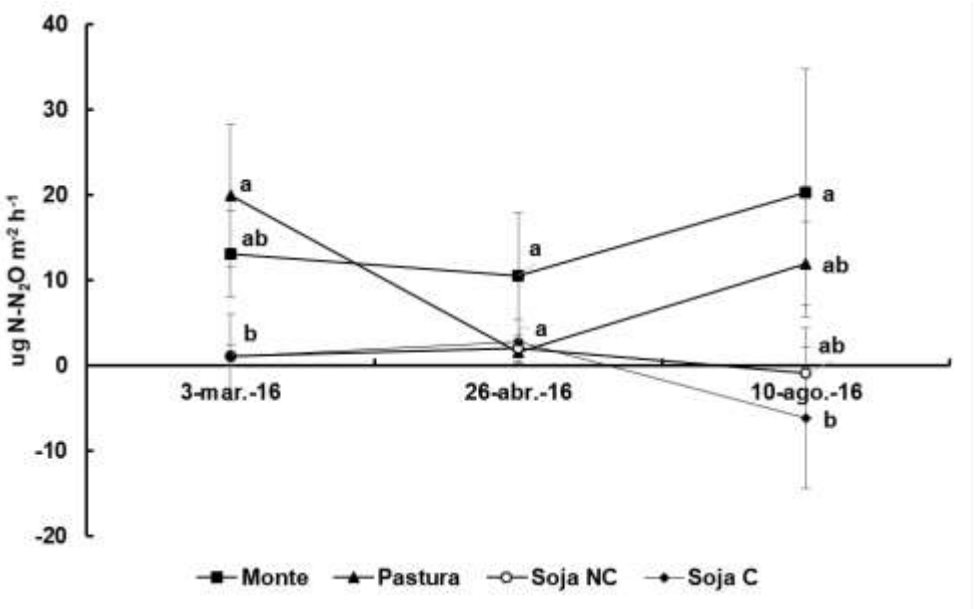


Figura 1: Emisión de N_2O para las 4 situaciones estudiadas durante el periodo de muestreo: Monte, pastura, cabecera de lote con soja no compactado (Soja NC) y centro de lote compactado (Soja C). Las barras verticales representan el error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas entre tratamientos ($p<0,05$).

Durante el periodo de estudio, la tasa de emisión de N_2O varió entre -3,7 y 126,4 ugN-N_2O m^{-2} h^{-1} para el monte, entre 0 y 76,1 ugN-N_2O m^{-2} h^{-1} para la pastura, entre -29,4 y 32 ugN-N_2O m^{-2} h^{-1} para la cabecera del lote con soja y entre -71 y 36,4 ugN-N_2O m^{-2} h^{-1} para el centro del lote. A través de análisis de correlación con el coeficiente de Pearson (Tabla 2) se observó una relación positiva y significativa entre el flujo de N_2O y los contenidos de nitratos, COP, CT, temperatura del suelo y temperatura del suelo. La mayor parte de la variabilidad fue explicada por los nitratos del suelo (r^2=0.43), con el cual se ajustó una función cuadrática a la relación (Fig. 2).

Tabla 2. Correlación entre el flujo de N_2O y las distintas variables medidas: Nitratos ($N\text{-}NO_3^-$), carbono particulado (COP); temperatura del aire, carbono orgánico total (CT), temperatura del suelo, densidad aparente (Dap) y espacio poroso saturado con agua (EPSA)

	ugN m^{-2} h^{-1}	
	Pearson	**p-valor**
$N\text{-}NO_3^-$ (mg kg^{-1})	0,56	<0,05
COP (g kg^{-1})	0,26	<0,05
T° Aire (°C)	0,25	<0,05
CT (Mg ha^{-1})	0,24	<0,05
T° Suelo (°C)	0,2	<0,05
Dap (g cm^{-3})	-0,15	ns
EPSA (%)	-0,12	ns

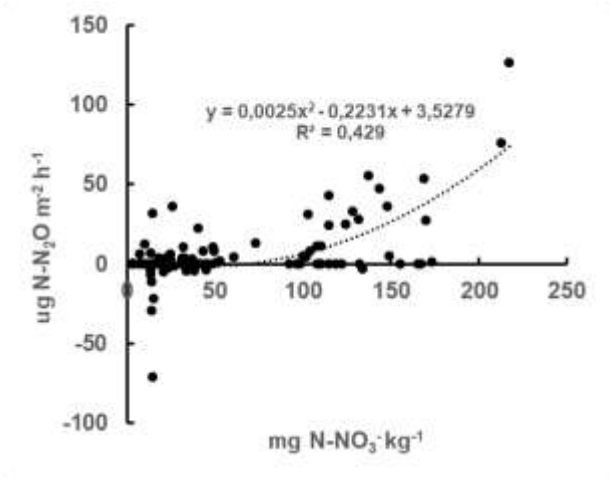


Figura 2: Relación entre la emisión de óxido nitroso en función de la concentración de nitrógeno en forma de nitrato.

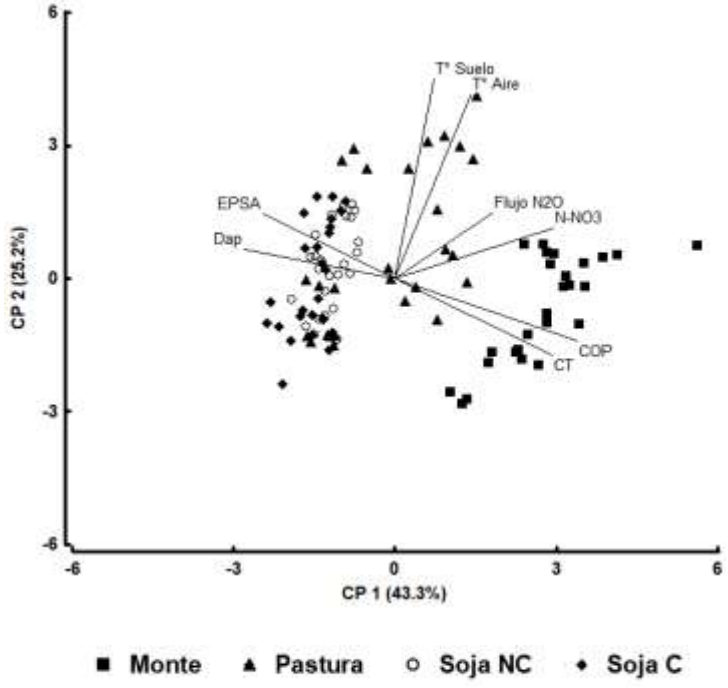


Figura 3. Gráfico de componentes principales. Los vectores indican el peso relativo de cada variable en cada eje. Densidad aparente (Dap); carbono orgánico del suelo (CT), carbono particulado(COP), espacio poroso saturado de agua (EPSA), temperatura del suelo, temperatura del agua, nitratos (N-NO3) y flujo de N_2O

El análisis de componentes principales considerando todas las variables estudiadas se presenta en la Figura 3. El 68% de la variación entre las diferentes situaciones se explicó con los dos primeros componentes principales. El primer componente explica el 43% de la variación, en este eje posee peso positivo el flujo de N_2O, los nitratos, el COP y CT, y es contrabalanceado por el EPSA y la Dap. Los puntos correspondientes al monte se encuentran del lado positivo y los sitios agrícolas del lado negativo. La pastura se encuentra en una situación intermedia.

CONCLUSIONES

Las emisiones de N_2O más altas durante todo el periodo de muestreo correspondieron al monte, coincidente con el elevado contenido de nitratos y carbono del suelo, a pesar que su EPSA fue bajo debido a la elevada evapotranspiración producida por su vegetación. Esta misma al tener en su composición especies de la familia Fabaceas puede explicar los altos valores de nitrógeno en forma de nitratos en el suelo. El lote agrícola con cultivo de soja presentó valores muy bajos de emisión aun teniendo elevados valores de EPSA. La compactación no mostró impactar sobre las emisiones de óxido nitroso. La relación entre las propiedades físicas (EPSA y Dap) y la emisión no fue significativa. La pastura presentó valores intermedios de emisión. Emiten más que los lotes agrícolas con soja, pero menos los bosques. La relación más importante observada fue entre el flujo de N_2O y los niveles de nitratos del suelo, este explica casi la mitad de la variación existente.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la financiación a la Universidad de Buenos Aires (UBACYT, 20020130100274BA. Programación 2014-17). Se agradece al Sr. Juan Pablo Miretti y a la familia Huber por la disposición de los lotes donde se llevó a cabo la experimentación.

BIBLIOGRAFÍA

- Butterbach-Bahl K; EM Baggs; M Dannenmann; R Kiese & S Zechmeister-Bolternetern. 2013. Nitrous oxide emission from soils: How well do we understad the processes and their controls? Philosophical Transactions of the Royal Society, Biological Sciences, 368. doi: 10.1098/rstb.2013.0112
- Dalal, RC; W Wang; PG Robertson &WJ Parton. 2003.Nitrous oxide emission from Australian agricultural lands and mitigation option: A review. Australian Journal of Soil Research, 41, 165–195.
- Ehhalt, D; M Prather; F Dentener; R Derwent; E Dlugokencky; E Holland;…M Wang. 2001. Atmospheric chemistry and greenhouse gases. In J. T. Houghton, Y. Ding, D. J. Griggs, M. Noguer, P. J. van der LindenK. Dai, C. A. Johnson (Eds.), Climate Change 2001: The Scientific Basis (pp. 239–288). New York, USA: Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press.
- Flechard, CR; P Ambus; U Skiba; RM Rees, R; A Hensen; A van Amstel; AvdPDasselaar; JF Soussana; M Jones; J Clifton-Brown; ARaschi; L Horvath; A Neftel; M Jocher; C Ammann; JLeifeld; J Fuhrer; P Calanca; EThalman; KPilegaard; C Di Marco; C Campbell; ENemitz; KJ Hargreaves; PE Levy; BC Ball; SK Jones; WCM van de Bulk; T Groot; MBlom; RDomingues; G Kasper; V Allard; ECeschia; P Cellier; P Laville; C Henault; F Bizouard; MAbdalla; M Williams; SBaronti; F Berretti& B Grosz. 2007. Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe, Agric. Ecosyst. Environ., 121, 135–152, 2007.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2006. IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. IGES, Hayama.
- Keeney, DR & DW Nelson. 1982. Nitrogen in organic forms. Pages 643-698 in A. L. Page et al. , Eds. Methods of soil analysis. Part 2. Agronomy No. 9, American Society of Agronomy, Madison, WI.
- Livingston, GP & GL Hutchinson. 1995. Enclosure-based measurement of trace gas exchange: Applications and sources of error. p. 14-51. In: Matson, P.A.; Harris, R.C., ed. Biogenic trace gases: measuring emissions from soil and water. BlackwellScience, Oxford, UK.
- Nelson, DW & LE Sommers. 1996. In: Sparks DL, Pages AL, Helmke PA, Loeppert RH, Soltanpour PN, Tabatabai MA, Johnston CT, Sumner ME, Eds. Total carbon, organic carbon, and organic matter. Methods of Soil Analysis. Madison: Soil Science Society of America 1996: pp. 961-1010.
- Organización Meteorológica Mundial. 2017. BOLETÍN DE LA OMM SOBRE LOS GASES DE EFECTO INVERNADERO: Estado de los gases de efecto invernadero en la atmósfera según las observaciones mundiales realizadas en 2016. ISSN 2078-0818

- Osinaga, N; CR Alvarez; G Suvar& M Taboada. 2016. ¿Cómo influye la agriculturización en los stocks de carbono en el Chaco Subhúmedo? XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.
- Ravishankara, AR;JS Daniel & RWPortmann. 2009. Nitrous oxide (N2O): The dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century, Science, 326, 123–125, doi:10.1126/science.1176985.
- Rochette, P & Bertrand N. 2007. Soil-surface gasemissions. p. 851-861. In: Carter, M.; Gregorich, E.G., eds. Soil sampling and methods of analysis. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
- Solomon, S; D Qin; M Manning; Z Chen; M Marquis; KB Averyt; M Tignor& HL Miller. 2007. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Vargas Gil JR & AE Varano. 1988. Suelos y Vegetación. En Casas RR (Coord.) Desmonte y habilitación de tierras en la Región Chaqueña Semiárida. Red de Cooperación Técnica en Uso de los Recursos Naturales de la Región Chaqueña Semiárida de Argentina - Bolivia - Paraguay. FAO, Oficina Regional para América Latina y el Caribe. Santiago, Chile. Pp.: 22-31.
- Whitehead, D. C. (1995), Grassland Nitrogen, 397 pp., CAB Int., Wallingford, UK

C6P26. EMISIONES INVERNALES Y ESTIVALES DE ÓXIDO NITROSO EN NATRACUOLES CON Y SIN PROMOCIÓN DE *LOTUS TENUIS*

Perez, Mónica G.; Cosentino, Vanina R.N.; Romaniuk, R.; Bailleres, Matías; Otondo, José; Alves, Bruno; Taboada, Miguel y Costantini, Alejandro

Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Avenida San Martín 4453. Capital Federal. Argentina. INTA. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Instituto de Suelos. De los Reseros y Nicolás Repetto. S/N. Hurligham, Buenos Aires, Argentina. mgperez@agro.uba.ar

RESUMEN

La Cuenca del Salado es una importante zona de ganadería bovina a nivel nacional. Es una extensa llanura anegable, dominada por la presencia de suelos hidro-halomórficos pertenecientes a los Grandes Grupos Natracuol y Natracualf. La frecuente elevación de los niveles freáticos, la falta de estructura, dada por la presencia del sodio en el perfil del suelo, y la escasa pendiente, causan que periódicamente, los suelos presenten condiciones de saturación y anegamiento donde se puede originar un ambiente favorable para la emisión de óxido nitroso (N_2O). El N_2O es uno de los principales gases de efecto invernadero y tiene a su vez, un efecto químico sumamente perjudicial sobre la capa de ozono. Siendo la temperatura, humedad y concentración de nitratos, las principales variables del suelo que regulan la emisión de ese gas, se espera que las emisiones se modifiquen con las estaciones del año, según los factores reguladores cambien su magnitud y la forma en la que se combinan. En la Depresión del Salado, con el fin de mejorar la oferta forrajera, se realizan experiencias en la promoción de especies naturalizadas primavero - estivales que mejoran la calidad del forraje, como el *Lotus tenuis*. El objetivo de este trabajo fue estudiar las emisiones acumuladas de N_2O durante parte del periodo estival e invernal para suelos con y sin promoción de *Lotus tenuis*. Para tal fin, se realizó un ensayo en la chacra experimental Manantiales, en Chascomús. Allí se trabajó con dos situaciones de estudio: en una de ellas se realiza la práctica de promoción de *Lotus tenuis*. La otra situación de estudio es un pastizal con predominio de gramíneas forrajeras naturalizadas, similar al anterior, en el que no se lleva a cabo dicha práctica. Se realizaron dos muestreos de emisiones de N_2O de 21 días de duración cada uno, uno durante el invierno (con temperaturas mínimas del suelo de 4°C y máximas de 14.5°C, y 15 mm de precipitación ocurrida) y otro en el verano (con temperaturas de suelo mínimas de 20°C y máximas de 25°C, y 116 mm de precipitación ocurrida). Para la toma de muestras de gases, se utilizó el método de la cámara estática cerrada. La concentración de N_2O se determinó mediante cromatógrafo de gases en el laboratorio de EMBRAPA Agrobiología, Brasil. Se observó que las emisiones acumuladas de N_2O durante el verano son significativamente mayores a las del invierno, para las dos situaciones de estudio. Esto se relaciona con las altas precipitaciones ocurridas en el periodo estival, que sumadas a la temperatura generaron el ambiente propicio para emitir más N_2O. Entre la promoción de *Lotus* y el pastizal naturalizado no se han encontrado diferencias significativas en ninguna de las dos estaciones. Sin embargo, el pastizal sin promoción de *Lotus* presenta una mayor variabilidad de los datos, posiblemente atribuible a la mayor heterogeneidad del tapiz vegetal en el lote, con respecto al que presenta promoción de *Lotus tenuis*.

Palabras clave: gases de efecto invernadero, promoción de leguminosas forrajeras, emisión acumulada

C6P27. EMISIONES DE ÓXIDO NITROSO EN SUELOS CON AGREGADO DE EXCRETAS BOVINAS EN CONDICIONES AMBIENTALES CONTRASTANTES

Perez, Mónica G.; Cosentino, Vanina. R.N.; Romaniuk, Romina.; Bailleres, Matías; Otondo, José; Alves, Bruno; Taboada, Miguel y Costantini, Alejandro

Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Avenida San Martín 4453. Capital Federal. Argentina. INTA. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Instituto de Suelos. De los Reseros y Nicolás Repetto. S/N. Hurligham, Buenos Aires, Argentina. mgperez@agro.uba.ar

RESUMEN

El N_2O óxido nitroso es uno de los principales gases de efecto invernadero, y se produce de forma natural en los suelos como producto secundario de la nitrificación y la desnitrificación. En Argentina, se estimó en 2015, que el sector agropecuario genera el 95,2% de las emisiones de óxido nitroso, de las cuales el 31,1 % provienen de excretas animales en sistemas pastoriles. A pesar de la importancia que representa contar con valores propios de emisiones, son pocos los trabajos que hay en la literatura local para sistemas ganaderos. El Panel Intergubernamental sobre Cambio climático (IPCC) es el organismo encargado de la estimación de factores de emisión, que permitan a los países realizar sus propios inventarios de gases de efecto invernadero. Para el caso del óxido nitroso proveniente de excretas el IPCC considera, un factor de emisión de 2% independientemente de que se trate de orina o heces. El objetivo de este trabajo fue estudiar la emisión de N_2O de las excretas bovinas durante dos estaciones del año con condiciones contrastantes. Para ello, se llevaron a cabo dos muestreos de N_2O en la Chacra Experimental Manantiales, ubicada en el partido de Chascomús. Se trabajó sobre un suelo Natracuol, con pastizal naturalizado con predominio de gramíneas forrajeras. Uno de los muestreos fue llevado a cabo en invierno, con muy bajas temperaturas y bajas precipitaciones, y el otro en verano con altas temperaturas y precipitaciones. La duración de ambos muestreos fue de 21 días. En el primer día, se realizó la aplicación de excretas en el suelo. Los tratamientos fueron heces, orina y sin agregado de excreta. Para la toma de muestras de N_2O, se utilizó el método de la cámara estática cerrada. La concentración de N_2O en cada vial, fue determinada mediante el análisis en cromatógrafo de gases en el laboratorio de EMBRAPA Agrobiología, en Brasil. Se observó que las emisiones fueron mayores en los tratamientos con excreta durante el verano, posiblemente por las altas temperaturas y las precipitaciones ocurridas. Sin embargo, los tratamientos con orina, mostraron, en invierno picos de emisión luego de los eventos de lluvia hasta cuatro veces mayores que las heces y el suelo sin excreta. En el verano estos picos de emisión de la orina fueron hasta un orden de magnitud mayores que el resto de los tratamientos. Se sugiere que la causa de este fenómeno es la presencia de altos contenidos de nitrógeno, que aporta la orina al suelo. Este nitrógeno ingresa como urea, pero queda disponible como nitrógeno mineral en un plazo muy corto luego de la aplicación. Esto, sumado las altas temperaturas y precipitaciones sucedidas en el verano, favoreció estos picos de emisión de hasta 500 ugN-$N_2O$$m^{-2}$$h^{-1}$. Este avance en el estudio de las emisiones fortalece la idea de que la desagregación en la medición y estimación de emisiones de N_2O provenientes de heces y orina sería recomendable para mejorar la precisión de las estimaciones nacionales.

Palabras clave: gases de efecto invernadero, orina, heces

C6P28. EMISIONES DE N_2O PROVENIENTES DE DIFERENTES MANEJOS AGRÍCOLAS Y SU RELACIÓN CON LOS FACTORES AMBIENTALES

Petrasek, Marcos R. y Bonvecchi, Virginia E.

Universidad Nacional de Lujan. Departamento de Tecnología. Edafología. Ruta Nacional 5 y Av. Constitución.
marcos_petrasek@hotmail.com

RESUMEN

El cambio en el uso del suelo y el avance de la agricultura son los principales procesos responsables del incremento de la concentración de óxido nitroso (N_2O) en la atmósfera los últimos 20 años (0,73 ppb.año^{-1}). Este aumento, generó gran preocupación en los países debido a la potencialidad del N_2O para destruir la capa de ozono, a su alta capacidad calorífica y el tiempo de residencia en la atmósfera. En el suelo, este gas es producido principalmente por los procesos de nitrificación y desnitrificación. Estos procesos son regulados por factores como: la temperatura, el contenido hídrico, la disponibilidad de nitrógeno mineral y de compuestos orgánicos lábiles. A partir de considerar las principales rotaciones de cultivos en la región pampeana, se consideró muy importante poder establecer a campo valores de emisiones de óxido nitroso y su relación con los factores que la regulan. El objetivo de este estudio fue evaluar la tasa de emisión de N_2O proveniente de diferentes manejos agrícolas y determinar su relación con los factores que la controlan. Para llevar adelante este objetivo se realizaron ensayos a campo durante los años -2013/14- y -2014/15- con tres tratamientos: -pastizal natural, -cultivo de maíz- y -cultivo de soja. Los dos cultivos de cosecha se realizaron bajo el sistema de siembra directa. Las muestras de N_2O se tomaron mensualmente durante el ciclo del cultivo y el período de barbecho, utilizando cámaras estáticas con ventilación. Simultáneamente se tomaron muestras de suelo (0-10cm) para determinar porcentaje de poros llenos de agua (WFPS), temperatura, amonio y nitratos. Las determinaciones del gas se realizaron con cromatógrafo en fase gaseosa. Los datos fueron analizados mediante modelos lineales generalizados de efectos mixtos. A pesar de que la condición ambiental (temperatura y precipitación) fue diferente en las dos campañas, los flujos de emisiones en el pastizal natural (14,83 µgN-N_2O/m^2.h) presentaron valores bajos y análogos. Durante el primer año, los picos de emisiones se presentaron en el cultivo de soja con un promedio de 21,09 µgN-N_2O/m^2.h y durante el segundo año, el maíz fue el responsable de los mayores flujos de emisión (67,81 µgN-N_2O/m^2.h), superando significativamente los flujos emitidos por el pastizal natural y la soja ($p<0,05$). Las emisiones provenientes del pastizal natural presentaron una relación negativa con el contenido hídrico del suelo, el primer año, y una relación positiva con la temperatura del suelo durante el segundo año. En el cultivo de maíz, se observó para el primer año una relación positiva solamente con el WFPS, cuando este valor superaba el 50%. Sin embargo, en el segundo año las emisiones se relacionaron con el contenido de nitratos, con el WFPS y con la temperatura. Si bien, en el cultivo de soja, no se encontró una relación significativa con el contenido de nitratos del suelo, las emisiones mostraron un importante incremento durante su senescencia durante los dos años.

Palabras clave: Emisiones, óxido nitroso, cultivos agrícolas

C6P29. MATERIALES PARENTALES DE LOS SUELOS Y SU RELACIÓN CON FLUOROSIS E HIDROARSENISMO EN AGUAS SUBTERRÁNEAS. TUCUMÁN

Puchulu, María Elena; Falcón, Carlos; Pary, Juan P.; Heilbron, Constanza; Alderete, Mayra; Lobo, Miguel; Ovejero Ramona y Marcial, Enzo.

Facultad de Ciencias Naturales e IML., Universidad Nacional de Tucumán. Miguel Lillo 205. San Miguel de Tucumán. Argentina. marile@csnat.unt.edu.ar

RESUMEN

El análisis mineralógico de las arenas muy finas de los suelos son de gran utilidad en estudios de génesis de suelos debido a que aportan información sobre su origen, evolución, grado de alteración etc. pero además permiten inferir el origen del Arsénico y del Fluoruro en las aguas subterráneas freáticas, provenientes de la meteorización de los componentes principales de materiales parentales loésicos, como son vidrio volcánico, minerales y fragmentos líticos volcánicos y presencia de óxidos. Actualmente se ha reconocido que el Arsénico (As) y el Fluoruro (F^-) son los principales contaminantes inorgánicos presentes en el agua de bebida que han ocasionado daño a la salud a nivel mundial, resultando tóxicos para la salud humana cuando alcanza determinados valores. El principal problema ocasionado por la ingesta de arsénico durante largos períodos de tiempo es el Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico (HACRE), mientras que el consumo de agua con elevadas concentraciones de flúor ocasiona problemas de salud como fluorosis dental y ósea, además de favorecer enfermedades renales y cáncer. Estos elementos frecuentemente se encuentran juntos en diversas unidades geológicas y edáficas por donde circula el agua subterránea. Por ese motivo el objetivo de este trabajo fue determinar la relación existente entre los materiales parentales de los suelos y la presencia de arsénico y fluoruro en aguas subterráneas freáticas a través del análisis del agua y de la mineralogía de los materiales parentales de los suelos, tanto en el este como en el noreste de la provincia de Tucumán. Esto llevó a comprobar una relación positiva entre la presencia de vidrio volcánico existentes en los suelos y la contaminación de las aguas freáticas, principal fuente de abastecimiento humano en muchos hogares de esta región.

Palabras clave: contaminación, mineralogía

INTRODUCCIÓN

El análisis mineralógico de las arenas muy finas de los suelos son de utilidad en estudios de génesis debido a que aportan información acerca de los materiales parentales, presencia de discontinuidades litológicas, presencia de paleosuelos, procedencia de minerales, grado de evolución de los suelos, o permiten establecer con mayor precisión, los límites entre diferentes taxones, entre otras tantas utilidades. Indirectamente a través de este análisis se puede inferir la presencia de Arsénico y Fluoruro en las aguas subterráneas como consecuencia de la liberación de estos elementos desde materiales parentales loésicos, cuyos componentes principales son el vidrio volcánico, cenizas, minerales y fragmentos líticos volcánicos, así como también la presencia de óxidos, entre otros componentes.

El vidrio es un material amorfo que aparece como constituyente mayoritario en los suelos de origen loésico. Es muy inestable, fácilmente meteorizable, se hidrata y al hidratarse se transforma en arcilla o en zeolita. El proceso es la disolución del vidrio volcánico aportando As y elementos trazas (F y OH) en condiciones de pH altos y en presencia de óxidos, por procesos de desorción desde las superficies de éstos. (Nicolli *et al.*, 1989). Otras condiciones que favorecen su aparición en aguas son bajas velocidades de circulación del agua subterránea (flujo restringido con fenómenos de mezcla pobres y falta de homogeneización), sensibilidad a movilizarse a pH preferiblemente altos (7,8- 8,5), ambientes oxidantes y preferentemente aguas del tipo bicarbonatadas sódicas (Smedley *et al*., 2000).

La principal vía de dispersión del arsénico en el ambiente es el agua; la concentración en aguas naturales es muy variable y depende de las formas de arsénico en el suelo local. Las especies químicas más importantes en aguas naturales son H_3AsO_3, $H_2AsO_4^-$ y $HAsO_4^{2-}$, altamente solubles y estables. Los arsenitos son especies más tóxicas y están presentes en ambientes reductores y los arseniatos bajo condiciones oxidantes (Cabrera, & Blarasín, 2001). Es común que los más tóxicos estén en aguas con condiciones anaeróbicas (subterráneas, pozos) y los menos estén en aguas aeróbicas (superficiales).

Actualmente se ha reconocido que el Arsénico (As) y el Fluoruro (F^-) son los principales contaminantes inorgánicos presentes en el agua de bebida que han ocasionado daño a la salud a nivel mundial. Son compuestos de gran importancia toxicológica y, por lo tanto, de gran impacto ambiental, incluso a muy bajas concentraciones.

El principal problema ocasionado por la ingesta de arsénico presente en el agua durante largos períodos de tiempo, es el Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico (HACRE). Los efectos que produce se localizan en lesiones y cáncer de piel, cáncer de vejiga, riñón, hígado y pulmón (Biagini, 1975), mientras que el consumo de agua con elevadas concentraciones de flúor ocasiona problemas de salud como fluorosis dental y ósea, además de favorecer enfermedades renales y cáncer.

Estos problemas afectan fundamentalmente a las provincias de Córdoba, Santiago del Estero, Chaco, Santa Fe, Buenos Aires, Salta, Tucumán, Formosa, San Luis, La Rioja, San Juan, Mendoza, Río Negro y La Pampa. La extensa afectación del territorio argentino, de grado variable pero siempre por sobre las cifras admitidas como normales, genera una población en riesgo de estas patologías (Losano *et al*., 2007).

Es por eso que el objetivo de este trabajo fue determinar la relación existente entre la mineralogía de los materiales parentales de los suelos y la presencia de arsénico y fluoruro en aguas subterráneas freáticas, a través del análisis de la mineralogía de los materiales parentales de los suelos y del agua freática, tanto en el este como en el noreste de la provincia de Tucumán.

Antecedentes

En la Argentina, si bien hay varias regiones arsenicales, la más afectada es la llanura chaco-pampeana que ocupa el centro y norte del país, adjudicándose el origen natural del arsénico en el agua subterránea a la presencia de ceniza y vidrio volcánico en los sedimentos loésicos de la amplia región (Astolfi *et al*., 1982; Álvarez, 1985). Teruggi (1957), adjudica como la fuente principal de arsénico en los suelos y agua de la zona pampeana a los sedimentos loésicos con un 30% de vidrio volcánico cuarzo, feldespatos y fragmentos líticos volcánicos, como minerales dominantes. Nicolli *et al*. (1989, 1997), han reportado altos valores de concentración de As en las aguas freáticas de la llanura pampeana, y sobre la base del análisis geoquímico de los sedimentos y las aguas, concluyeron que la fuente principal de As es el vidrio volcánico que está presente en el loess, que cubre toda la llanura.

En Tucumán, García *et al*. (2000) estudiaron la presencia de arsénico en las aguas subterráneas del SE de la provincia de Tucumán, provenientes de la lixiviación de cenizas volcánicas distribuidas en el material loésico que cubre la zona. Las concentraciones de As observadas en las aguas freáticas deben estar regidas por el equilibrio entre las tasas de disolución del vidrio volcánico con alto contenido de arsénico y la eliminación por adsorción o precipitación. También determinaron en los acuíferos confinados, niveles medios de Arsénico, que podrían estar relacionados con anomalías termales producidas por capas basálticas, localizadas a 7 km de profundidad en el sur de la provincia.

En lo que al Fluoruro se refiere, existen diversos estudios acerca de su presencia por la interacción agua/roca en varios acuíferos con diferentes litologías. En estudios realizados en San Luis Potosí, México, se ha detectado que su fuente se encuentra en las rocas volcánicas fracturadas, por lo que durante el movimiento del agua subterránea a través de las fracturas, interacciona con su matriz vítrea y minerales ricos en F como el topacio, con lo que el F^- pasa rápidamente a la solución (Ortiz Pérez *et al.*, 2015). En el Partido de Coronel Dorrego, Provincia de Buenos Aires, Nicolli *et al.* (1997), determinaron que la presencia de fluoruro, conjuntamente con otros elementos como As. Bo y Va en aguas freáticas, con valores superiores a los tolerados para el agua potable, podrían tener su origen en cenizas volcánicas intercaladas con sedimentos cuaternarios de la zona. Weinert Seyfarth (2005) determina que el origen natural generalmente como fluoruro de hidrógeno, en su mayoría de origen volcánico, mientras que el antropogénico proviene de desechos industriales, combustibles fósiles, riego con aguas contaminadas y lluvia ácida.

MATERIALES Y MÉTODOS

Este trabajo constó de tres partes:

1.-Tareas de campo: Se tomaron muestras tanto de agua como de sedimentos de diferentes localidades, cercanas unas a otras, en el Dpto. de Burruyacú y por otro lado se hizo lo mismo en la zona de Las Cejas, Dpto. de Cruz Alta, en el límite con la Provincia de Santiago del Estero.

Uno de los puntos muestreados fue en Villa Los Britos, Dpto. Burruyacú, debido a que se tiene conocimiento que la población de la zona toma agua de pozo desde hace muchos años y que sufren problemas de fluorosis con distinto grado de severidad.

Se muestreó un pozo de agua somero, sin recubrir y se tomaron muestras de suelo dentro del mismo pozo (Figura 1). Al agua del pozo se hicieron determinaciones in situ (temperatura, pH, conductividad eléctrica y cantidad de sólidos totales) y en laboratorio se la caracterizó fisicoquímicamente y se determinó el contenido de arsénico y fluoruro.



a) b) c) d)

Figura 1: a) vivienda de la familia que toma agua del pozo y está afectada por la enfermedad; b) Toma de muestra de agua de pozo de agua c) toma de muestra del suelo asociado; d) entrevista a una de las familias afectadas y a la odontóloga que determinó la afección a causa de la ingesta del agua contaminada.

Por otro lado se tuvieron en cuenta muestras de aguas freáticas de un pozo en la localidad del Timbón Nuevo, Dpto. de Burruyacu y en dos pozos en el Este de la Provincia cercanos a la localidad de Las Cejas, (Dpto. de Cruz Alta), en la zona de El Palomar.

En cuanto a los materiales parentales de los suelos, se muestreó en la zona del pozo de agua; dos perfiles donde se encontraba expuesto el material loesico, en la zona del Timbó Nuevo, uno de ellos un perfil puramente loésico y el otro una secuencia alternante entre material fino y capas de origen fluvial y finalmente uno en la zona de La Ceja (Figura 2).



a) b) c)

Figura 2: Perfiles de suelos analizados. a) Perfil A° Tranquitas, (Zona Timbó Nuevo); b) Perfil La Salina (Zona Timbó Nuevo); c) Perfil Las Cejas. Foto tomada de Pereyra.M A. Tesis de Maestría. Inédito

2.- Tareas de laboratorio: Por un lado se realizó la caracterización físico-química de las aguas freáticas (Tabla 1) y por otro se analizaron las muestras de suelos. Se secaron, molieron y cuartearon las mismas. Luego se caracterizaron: color, textura, pH, conductividad eléctrica (CE) y presencia de carbonatos totales (Tabla 2). Se realizó el tamizado en húmedo (por tamices N° 100, 200 y 250) para recolectar la fracción arena fina y muy fina, las cuales se secaron y guardaron para su análisis microscópico.

3.- Tareas de gabinete: Se realizaron preparados temporales de muestras de granos sueltos (fracción arena fina y muy fina), mediante el uso de portaobjetos especiales y esencia de Mirbana (nitrobenceno), con el fin de que actúe como medio de contraste. Se caracterizó el material parental mediante descripciones microscópicas por microscopía de polarización, con microscopio petrográfico polarizante de luz transmitida y el conteo de materiales vítreos y opacos.

Se completó el estudio mineralógico mediante el análisis de las muestras con el Microscopio Electrónico de Barrido (MEB) para determinar las características morfológicas de los componentes de las arenas. También se realizaron sobre las mismas un análisis químico cualitativo por medio de Espectrometría de Dispersión de Rayos X (EDS), lo que

permitió reconocer los elementos mayoritarios presentes en las muestras, cabe destacar que el límite de detección del equipo usado para la determinación de As y F^- no es el adecuado para para las concentraciones presentes en las muestras.

El fundamento del MEB consiste en bombardear la muestra con un haz de electrones para generar una imagen tridimensional de la superficie de la muestra, alcanzando altas magnificaciones de hasta 900000x. Las imágenes han sido obtenidas con el microscopio modelo Zeiss Supra 55VP a partir de la recepción de los electrones retro-dispersados. Esto permite diferenciar la materia a partir de su peso atómico: los elementos de alto peso atómico presentan un color claro, mientras que los elementos de bajo peso atómico presentan un color obscuro, en este estudio los vidrios volcánicos se observan de un color más claro que las arcillas y los óxidos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De las tareas de campo, determinaciones analíticas y estudio mineralógico, se llegó a los siguientes resultados (Tablas 1 y 2):

Tabla 1: Características del agua de cuatro pozos freáticos.

Muestra	Localidad	Latitud /Longitud	Ca^{++} mg/l	Mg^{++} mg/l	Na^{+} mg/l	K^{+} mg/l	CO_3^{-} mg/l	HCO_3^{-} mg/l	$SO_4^{=}$ mg/l	Cl^{-} mg/l	STD mg/l	pH	CE µS/cm	F µg/l	As µg/l
1	**Flia Sir-Villa Los Brito**	**26º42´7,6" 65º05´24,9"**	**79,4**	**32,2**	**349,5**	**75,9**	**0**	**668,7**	**292,9**	**242,8**	**1.436**	**7,58**	**2.305**	**1.500**	**68,5**
2	**Timbó Nuevo**	**26º41´43,0" 65º05´03,1"**	**54,7**	**26,4**	**311,3**	**57,1**	**0**	**662,0**	**981,3**	**254**	**1.385**	**7,59**	**1.972**	**1.700**	**32,5**
3	**Las Garzas- El Palomar**	**26º52´59,8" 64º37´34,7"**	**73,3**	**4,86**	**263,2**	**5,43**	**0**	**182,4**	**422,8**	**128**	**1.126**	**7,68**	**1.520**	**407**	**42,6**
4	**El Ojito El Palomar**	**26º53´06,0" 64º35´58,2"**	**56,5**	**6,81**	**236,8**	**4,98**	**0**	**208**	**353**	**100**	**1.012**	**7,80**	**1.330**	**442**	**18,3**

De esta tabla se determina que se trata de aguas bicarbonatadas y sulfatadas sódicas, ligeramente alcalinas y salinas, con altas concentraciones de As y F^- con valores muy por arriba de lo permitido para aguas potables, cuya concentración máxima recomendada por la Organización Mundial de la Salud (OMS), la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) y, el Código Alimentario Argentino (C.A.A) es de 10 µg/l para el arsénico y 1.200 µg/l para el fluoruro.

El otro problema es que en condiciones reductoras y alcalinas (pH >8), tanto As (III) como As (V) se mueven rápidamente en el agua, agravando la situación y la población expuesta a altas concentraciones de arsénico tiende a encontrarse también expuesta a elevadas concentraciones de fluoruro.

Tabla 2: Caracterización de los materiales edáficos analizados.

MUESTRAS	*COLOR*	*pH (1:2,5)*	*C.E. (1:5) (dS/m)*	*% CO_3^-*	*% Arena*	*% Limo*	*% Arcilla*	*Clase Textural*
M1 Pozo de agua, Hz Ck	10YR5/3 (s)	7,86	2,98	3,35	46,4	28	25,6	Franco
M2 A° Tranquitas, Hz Ck	10YR4/3 (s)	7,97	1,49	1,56	38	30,4	31,6	Franco Arcillosa
M3 La Salina. Hz Ck	10YR6/3 (s)	9,35	0,86	3,57	43,4	37,4	19,2	Franco
M4 La Salina. Hz 2C	10YR5/3 (s)	8,77	0,14	------	87,4	5,4	7,2	Areno Franco gravillosa
M5 La Salina. Hz 3Ck	10YR7/3 (s)	10,65	0,98	2,68	42,1	40,7	17,2	Franco
M6 La Salina. Hz 4C	10YR5/3 (s)	9,05	0,12	-------	90,5	6,1	3,4	Arenosa gravillosa
M7 La Salina. Hz 5C	10YR4/2 (s)	9,07	0,14	--------	92	6	2	Arenosa gravillosa
M8 La Salina. Hz 6Ck	10YR8/2 (s)	8,40	0,87	2,23	66,4	18,2	15,4	Franco Arenosa
M9 Las Cejas HZ Ck	10YR6/3 (s)	8,50	0,35	1,0	40	35	26	Franco

Referencias: C.E. (1:5) Conductividad eléctrica en extracto, relación 1:5; CO_3^-: carbonatos totales

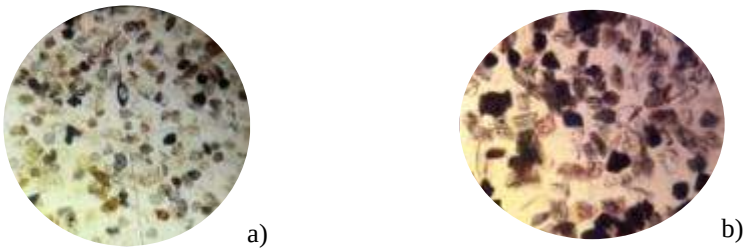
La caracterización de estas muestras indica que se trata de suelos de textura predominantemente franca, salvo las secuencias fluviales, que son más gruesas; pH muy alcalinos presentando ligera salinidad y abundantes carbonatos.

En los análisis de grano suelto se identificaron los minerales y/o litoclastos predominantes en los suelos, haciendo hincapié en la presencia de vidrios volcánicos y en su grado de alteración; así como también en la de óxidos, como una de las causas de la fluorosis e hidro-arsenismo en los suelos y aguas subterráneas. Estos estudios revelaron una mineralogía muy similar en todas las muestras de material fino, con algunas diferencias en entre las fracciones analizadas y con las muestras de las secuencias fluviales.

En general prevalecen en la fracción arena fina: cuarzos: algunos limpios y otros con inclusiones fluidas (burbujas) e inclusiones de rutilo; plagioclasas límpidas (de origen volcánico), microclino (origen plutónico), epidoto, calcita y fragmentos carbonáticos; hornblenda, biotita, muscovita, turmalina, apatito y opacos. Como material lítico se encuentran fragmentos de rocas piroclásticas y carbonáticas. Moderada cantidad de fiame (fragmentos piroclásticos, de textura fluidal y texturas globosas) y palagonita (variedad de vidrio volcánico).

El porcentaje de vidrio determinado para estas muestras ronda el 20% en la muestra del pozo, el 50% en la muestra del A° Tranquitas y entre un 15 y 20 % en las capas finas del perfil La Salina porcentaje de vidrio determinado para estas muestras ronda el 20% en la muestra del pozo, el 50% en la muestra del A° Tranquitas y entre un 15 y 20 % en las capas finas del perfil La Salina

En la fracción arena muy fina: abundante cantidad de vidrio volcánico, presencia de opacos, calcedonia, cuarzos, feldespatos, plagioclasas y microclinos. Además de fragmentos de rocas volcánicas y carbonáticas. Como minerales complementarios se encontraron apatito, circón y biotita. (Figura 3).



a) b)

Figura 3: muestra de grano suelto de la mineralogía predominante en a) el perfil del Pozo de agua y b) en el Perfil Tranquitas.

Comparando estas muestras con muestras de la zona de Las Cejas, se comprobó que el contenido de vidrio reconocido microscópicamente en esta última, es mucho mayor (entre un 60 y 70%), lo que demuestra que se trata de un material menos retrabajado y lavado. La composición mineralógica de los sedimentos es similar a las otras, compuestas por abundante cantidad de cuarzos, plagioclasas, microclino, biotitas verdes y rojizas, cloritas, hornblendas zoneadas, apatito, minerales opacos y fragmentos líticos de diferente composición.

La mayoría de los vidrios volcánicos se caracterizan por presentarse como trizas, placas compactas y haces con estructura fluidal. Algunos son compactos y otros con abundantes vacuolas o canales, muchas veces rellenos de material fino (posiblemente arcilla), que estarían indicando una marcada desvitrificación y distinto grado de alteración. Hay además vidrios de superficies limpias y otros de coloraciones pardas debido a las pátinas de óxidos que los recubren. (Figura 4).

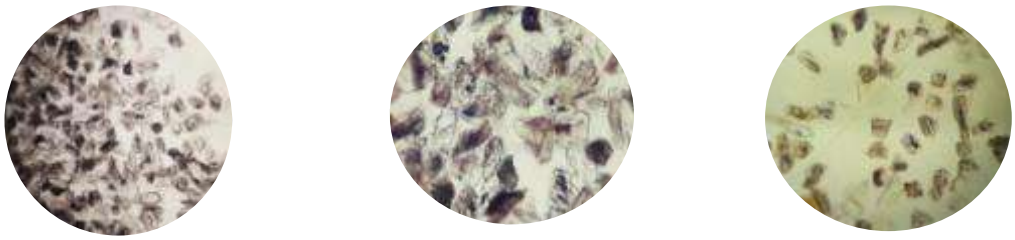
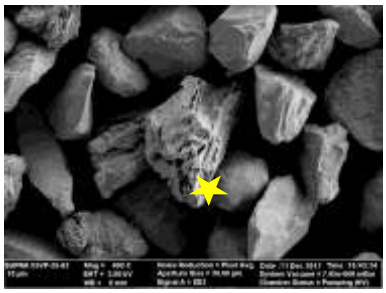


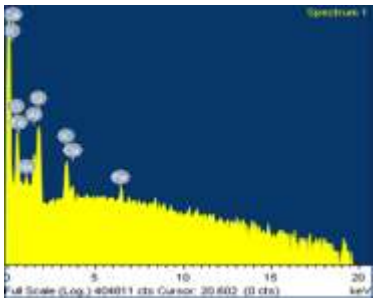
Figura 4: Evidencia de la cantidad y tipos de vidrios identificados en las muestras: haces fibrosos castaños, placas compactas con algunas vacuolas, espuma vítrea vesicular (clasif. De micro texturas tomada de Karlsson & Ayala, 2003).

En la Figura 5 se muestran también los vidrios y sus texturas identificadas al microscopio electrónico de barrido (MEB) y en la Figura 6 se observan los resultados del análisis EDS.



Figura 5: Vista al microscopio electrónico de la textura de los vidrios volcánicos: compactos, haces fibrosos con canalículos de textura fluidal; espuma vítrea muy vesicular.





Element	Weight%	Atomic%
C K	0.00	0.00
O K	60.17	73.32
Na K	1.25	1.06
Mg K	0.65	0.52
Al K	4.28	3.09
Si K	28.49	19.78
K K	1.74	0.87
Ca K	1.01	0.49
Ti K	0.51	0.21
Fe K	1.90	0.66
Totals	100.00	

Figura 6: Análisis EDS puntual sobre una partícula de vidrio volcánico. De izquierda a derecha: imagen de la partícula de vidrio obtenida con el MEB (la estrella marca el punto donde se realizó el análisis); el espectro de la composición química obtenida y por último la tabla de composición química mayoritaria.

Los resultados obtenidos concuerdan con lo estudiado por los autores antes mencionados, que determinaron que la presencia de estos elementos contaminantes (As y F^-), podría provenir de la disolución de los materiales vítreos y óxidos presentes en los sedimentos de origen loésicos. Es decir del contacto del agua con los minerales que conforman el acuífero.

La composición química y mineralógica de un sedimento y por ende de un suelo es una consecuencia directa del tipo de roca de origen, donde influyen además otros factores como ser la distancia de transporte y la meteorización química.

Por esa razón en cualquier estudio de suelo es de suma importancia conocer el carácter mineralógico de los materiales originarios de los mismos. Ellos permiten determinar la procedencia, entender la interrelación de diversos factores tales como roca, clima, vegetación y demás procesos físicos- químicos que intervienen en su formación.

CONCLUSIONES

De los análisis realizados en aguas freáticas y sedimentos de las zonas estudiadas se observa una relación directa entre los materiales parentales de los suelos y la presencia de arsénico y fluoruro en las aguas en cantidades por arriba de lo permitido en el código alimentario nacional.

Se determinó que el loess del éste de la Provincia (analizado en la zona de Las Cejas), posee una proporción muy superior de vidrio volcánico, que las otras muestras, por lo que se deduce que se trata de un material más puro.

Finalmente se concluyó que los estudios mineralógicos aportan importante información, que puede ser usada en temas ambientales, como el abarcado en este trabajo y otros de índole similar.

BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, A. 1985. "Arsénico en el agua subterránea en el área cultivada del departamento Lavalle, prov. Mendoza". CRAS (IT-61).
- Astolfi, E; SC Besuschio; JC García Fernández; C Guerra & A Maccagno. 1982. Hidroarsenicismo crónico Regional Endémico. Tall. Gráficos Coop. Gral. Belgrano, Buenos Aires.
- Biagini, RE. 1975. Hidroarsenismo crónico en la República Argentina. Med. Cut. I.L.A. N° 6- 423-432.
- Cabrera, A & M Blarasín. 2001. Geoquímica del flúor y arsénico en el agua subterránea del sur de Córdoba, Argentina. En: Medina y Carrera (Eds) IGME. Las caras del agua subterránea. Barcelona. 17-25.
- Código Alimentario Argentino. (CAA) Ley nº 18284. Artículo 982º. Actualizado.
- Losano, A; A Pérez & J Vaquero. 2007. Congreso Pampeano del Agua. General Pico - La Pampa. 55-65.
- FAO. OMS-OPS. 2007. "Codex Alimentarius". Ginebra. Actualizado.
- García, MG; DS Fernández & M Hidalgo. 2000. Arsenic in Groundwater of the southeast of Tucumán Province, Argentina. Proceedings of the XXXIAH Congress on Groundwater: Past Schievements and Future Challenges. CAPE TOWN/ SOUTH AFRICA.
- Karlsson & Ayala. 2003. Tipificación mineralogical de tefras asociadas a diferentes sedimentos cuaternarios. II Congreso Argentino de Cuaternario y Geomorfología. San Miguel de Tucumán. 111-118.
- Nicolli, HB; JM Suriano; MA Gómez Peral; LH Ferpozzi & OA Baleani. 1989. Groundwater contamination with arsenic and other trace elements in an area of the pampa, Province of Córdoba, Argentina. Environ Geol Water Sci: 14 (1): 3-16.
- Nicolli, HB; PL Smedley & JO Tullio. 1997. Aguas subterráneas con altos contenidos de fluor, arsénico y otros oligoelementos en el norte de la Pcia. de la Pampa: Estudio preliminar. Congreso Internacional sobre aguas, Buenos Aires, 4-8/8/97. III, 40.
- Ortiz-Pérez, MD; M Bocanegra Salazar; LE Landín Rodríguez, LF Alvarado Silva, NA Pelallo Martínez, C Calzada Cisneros, S Carreón Aguiñaga, P Guevara Ruiz & F Díaz-Barriga. 2015. Fluoruro y arsénico en agua en México. Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- Smedley, P, H Macdonald; H Nicolli; A Barros; J Tullio & J. Pearce. 2000. Arsenic and other quality problems in groundwater from Northen La Pampa Province, Argentina. Nottingham. TR WC/99/36. British Geological Survey.
- Teruggi, M. 1957. The nature and origin of Argentine loess. In: Loess lithology and genesis. Edith. I. Smaley (Ed) London. 195-295 pp.
- Weinert Seyfarth, OR. 2005: Ciencia Ahora. Un elemento Eco sistémico: El Flúor. Edición Nº 15. Universidad de Concepción.

C6P30. COMPOSTAJE DE RESIDUOS VEGETALES URBANOS DESTINADO A MEJORAR SUELO EN MEZCLAS CONCENTRADAS Y DILUÍDAS

Ringuelet, Ariel[1]; Rollán, A.[1]; Koritschoner, J.[1] y Blarduni, V.[2]

[1]Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba. Av Valparaíso s/n, Ciudad Universitaria, Córdoba, Argentina. [2]Ing. Agr. Independiente. aringuel@agro.unc.edu.ar

RESUMEN

En la Ciudad Universitaria de Córdoba se reciclan los residuos orgánicos del mantenimiento de áreas verdes y de los comedores. Con los primeros se ha realizado en algunos casos un "compostaje pasivo", sin riego y sin volteo (compost 1). Con los segundos se realiza un proceso controlado de compostaje (riego, volteo y control de temperatura), mezclándolo con residuos de áreas verdes (compost 2). Esta operatoria reduce costos económicos y ambientales, genera productos de valor (sustratos mejoradores de condiciones edáficas) y sirve como material de enseñanza. Se evaluó la calidad química, física, de madurez y estabilidad de los dos productos obtenidos. Los resultados muestran que en los dos casos se obtiene un compost de buena calidad. Ambos poseen bajo contenido salino y valores de pH alcalinos. Las características físicas son similares, excepto la granulometría, más fina en compost 2. De acuerdo a los datos obtenidos y por el mayor control durante el proceso, el compost 2 se considera apto para sustrato, en mezclas de hasta 50%. Respecto al compost 1 podría utilizarse en proporciones más diluidas, como enmienda en suelo, teniendo en cuenta el nivel de control de madurez y de estabilidad que haya tenido cada partida, fundamental para evaluar posible presencia de fitotoxinas.

Palabras clave: Compost, sustratos, enmiendas.

INTRODUCCIÓN

El área metropolitana de Córdoba genera unas 2000 toneladas diarias de residuos, de los cuales se recicla menos del 1%. Se gastan más de 160 millones de pesos por mes en transportarlos hasta el relleno sanitario. En la Ciudad Universitaria de Córdoba, desde el año 2012 se reciclan los residuos orgánicos de las áreas verdes, en el marco del Programa de Gestión de Áreas Verdes (ProGAV). A partir del año 2015 se reciclan residuos húmedos del Comedor Universitario y en 2016 se incluyeron otros comedores del área. Los residuos de poda áreas verdes se trozan con chipeadora. Su destino ha sido diverso, realizándose en algunos casos un "compostaje pasivo", sin riego y sin volteo (chip poda fina: compost 1). En otros casos se lo utiliza para mulch en las áreas verdes. Con los residuos húmedos de comedores se comenzó a realizar un proceso controlado de compostaje (con riego, volteo y monitoreo de temperatura), mezclándolo con residuos de áreas verdes (chip + verdura: compost 2). Esta operatoria de reciclado trae múltiples ventajas: se reducen costos económicos y ambientales y se generan productos de valor: abonos y sustratos mejoradores de condiciones edáficas (Cooperband, 2000). También sirve como material de enseñanza del proceso de compostaje, y para su utilización como sustrato, tanto para los alumnos de la Tecnicatura (FCA-UNC) como los de la Escuela de Oficios (UNC). Todavía no existe una normativa con alcance nacional que determine calidad y regule el proceso de producción de los diferentes tipos de compost, por lo cual no hay control y los productos comercializados presentan escasa o nula caracterización. Esta información es fundamental, especialmente para su utilización como sustrato, en mezclas concentradas (normalmente entre 20 y 60 %). Además, es muy importante complementarlo con su caracterización física para conocer sus propiedades y posibles usos (capacidad de aire, capacidad de agua, porosidad, densidad aparente y granulometría, información casi inexistente en los productos comerciales. Los sustratos deben poseer determinadas propiedades físicas (Ravid & Lieth, 2008). El compost es el sustrato ambientalmente más sustentable (Abad *et al.*, 2001). El objetivo del presente trabajo fue el de evaluar la calidad como sustrato de los tipos de compost producidos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño de la planta de compostaje

El diseño inicial de la planta de compostaje controlado (compost 2) estuvo a cargo del INTI (convenio UNC-INTI): pilas a cielo abierto con volteo manual. El tamaño de pila se definió teniendo en cuenta facilitar el volteo y la capacidad de conservar la temperatura en el centro: 2 m x 2m x 1,5 m., mezclando una parte en volumen de restos de cocina con dos partes de residuos de áreas verdes. Esta mezcla lleva a una relación aproximada 1:1 en peso, por tener mayor densidad y mayor contenido de agua los residuos vegetales de cocina. Los dos materiales utilizados son variables

en su composición y en su humedad inicial. Los residuos de comedor se vuelcan en la pila directamente, mientras que los restos finos de poda verde se chipean en partículas entre 10 y 50 mm. De acuerdo a la cantidad de residuos generada y las posibilidades operatorias de recolección, para lograr el tamaño de pila planteado, se forman pilas individuales con los residuos del comedor de un mes, formando capas intercaladas con los residuos de áreas verdes. El compost 1, con menor control y sin volteo se dispone en filas continuas de aproximadamente 2 m de ancho y 1,5 m de alto. Se realiza control periódico del proceso de compostaje (compost 2). Durante el año 2015 se armaron 7 pilas y se reciclaron 8.500 kg de residuos (compost 2) y durante el año 2016 se armaron 8 pilas y se reciclaron 12777 kg. Luego del cierre de la pila se realiza el primer riego y volteo. Se trata de realizar volteos y riegos cada 15 días. Se realiza monitoreo periódico de temperatura y humedad. La temperatura es el principal indicador de un correcto proceso de compostaje. Debe estar entre 45ºC y 75º C en las semanas iniciales, para luego descender por debajo de 40º C en las semanas de estabilización y maduración (Mazzarino *et al.*, 2012). Si bien el tiempo requerido para lograr un producto maduro y estable es variable, lo recomendable es no mayor a los 6 meses (Mazzarino *et al.*, 2012). Es importante que tenga entre 40 y 60 % de agua, para mantener las condiciones de humedad y aerobiosis (Mazzarino *et al.*, 2012).

Determinaciones analíticas.

A los fines de evaluar calidad, estabilidad y madurez de los productos obtenidos se determinaron diferentes variables en los dos tipos de compost. En los dos casos se evaluó material armado y procesado durante el año 2015, por tener mayor tiempo y mayor probabilidad de encontrarse maduro y estable. Los controles de temperatura realizados en el año 2015 mostraron una fluctuación en la etapa termofílica que retarda el proceso y prolonga el tiempo para lograr un producto maduro y estable. Como consecuencia, las pilas recién llegaron a la estabilidad y madurez a los 10-11 meses del inicio del proceso, de acuerdo a los valores obtenidos de pH, I.G y contenido de amonio. Se analizaron variables indicadoras de calidad de compost: pH (1:10), salinidad (1:10), C (M.O. por calcinación/1,8), N, C/N, fósforo disponible. Indicadores de madurez y estabilidad: Índice de germinación y NH4+. Estas determinaciones según metodología descripta por Laos *et al.* (2002) y Leconte *et al.* (2009). Las caracterizaciones físicas de sustrato porosidad, capacidad de aire, capacidad de agua, granulometría y dap, se realizaron adaptando las metodologías propuestas por Ansorena Miner (1994) y TMECC (2000).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados muestran que en los dos casos se obtiene un compost de buena calidad. Ambos poseen bajo contenido salino y valores de pH alcalinos, debido al material de origen vegetal, con abundancia de $CaCO_3$ (Kovaljow *et al.*, 2010). Sin embargo el compost 2 posee valores pH algo menores, más favorables. Poseen valores de C.O. y N.t mayores que otros compost de residuos de sólidos urbanos (CRSU) (Tognetti *et al.*, 2008). Poseen una adecuada relación C/N y la cantidad de P extractable es baja como todo compost de origen vegetal (Tognetti *et al.*, 2008), lo cual implica bajo riesgo de contaminación en el uso como abonados y/o enmiendas. Las características físicas son buenas y similares, excepto la granulometría, más fina en compost 2. Ambos poseen una porosidad efectiva mayor del 70%, capacidad de aire (CA) entre 10 y 20 % y capacidad de retención de agua (CRA) cercana al 60%, todos valores aptos para uso como sustrato (Moreno, 2015).

Cumplen con las condiciones de madurez y estabilidad (N-NH4+ < 400 ppm; I.G > 50%), de acuerdo a los límites sugeridos por las normativas de otros países (USEPA, 1995), pero reflejan las diferencias en el manejo del compost, con mejores valores para el compost 2. Se calculó la relación C/N inicial de los tipos de compost: fue de 34/1 y de 25/1 para chip solo y chip + verdura respectivamente, los cuales son valores apropiados para un buen proceso y calidad final. Ambos se sitúan en los extremos de los valores recomendable, entre 25/1 y 35/1 (Hubbe *et al.*, 2010).

Tabla 1: Características de los compost estudiados. La determinación de capacidad de aire, capacidad de agua, densidad aparente y porosidad se realizó con partículas < 10 mm. Promedios seguidos por letras distintas en la misma columna, indican diferencias significativas (P < 0,05).

			Compost 2 Chip + verdura	Compost 1 Chip solo
Características químicas	Materia Orgánica (%) Calcinación		38,7 a	37,0 a
	Carbono Orgánico (%) (M.O./1,8)		21,5 a	20,5 a
	Nitrógeno total (%)		1,05 a	1,13 a
	C/N		20,5 a	20,5 a
	P-Olsen (ppm)		143,2 a	121,5 b
	pH (1:10)		7,7 a	8,2 b
	Conductividad Eléctr. (1:10) dS/m		0,5 a	0,48 a
Estabilidad y Madurez	N- NH_4^+ (mg. Kg^{-1})		67 a	515 b
	Índice Germinación (1:10, 100%)		115 a	72 b
Caracterización física del sustrato	Capacidad de aire % ($v.v^{-1}$)		12,5 a	14,5 b
	Capacidad de agua % ($v.v^{-1}$)		59 a	58 a
	Densidad aparente ($g.cm^{-3}$)		0,51 a	0,49 a
	Porosidad (%)		71,5 a	72,5 a
	Granulometría		5 a	11 b
			11 a	50 b
			14 a	19 b
			70 a	20 b

CONCLUSIONES

De acuerdo a los datos obtenidos y por el mayor control durante el proceso, el compost 2 se considera apto para utilizar como sustrato en contenedores, en mezclas concentradas de hasta 50%. Respecto al compost 1 podría utilizarse en proporciones más diluidas, como enmienda y/o abonado en suelo, teniendo en cuenta el nivel de control de madurez y de estabilidad que haya tenido cada partida, fundamental para determinar posible presencia de cantidades inconvenientes de fitotoxinas. Sería aconsejable realizar volteos con mayor periodicidad para favorecer la aireación en el compost 2, lograr un proceso termofílico más continuo y disminuir el tiempo del proceso hasta lograr madurez y estabilidad. También se podría experimentar en la utilización de un chipeado más grueso, para que cumpla con mayor eficiencia su rol de agente estructurante y facilitar la oxigenación. El volteo mecánico con pala, en filas semicontínuas podría facilitar la tarea. Además, una pequeña pala mecánica permitiría realizar algunos volteos y mejorar el proceso del compost 1.

AGRADECIMIENTOS

Arquitecta Viviana Rodríguez, coordinadora del Programa de Gestión Ambiental Sustentable (GASus); Ing. Agr. (M. Sc.) Laura Vargas, coordinadora del Programa de Gestión de áreas Verdes (ProGAV).

BIBLIOGRAFÍA

- Abad, M; P Noguera & S Burés. 2001. National inventory of organic wastes for use as growing media for ornamental potted plant production: case study in Spain. Bioresour Technol, 77(2): 197-200.
- Ansorena Miner, J. 1994. Sustratos: Propiedades y Caracterización. Ediciones Mundi Prensa. Madrid. 172 pp.
- Cooperband, L 2000. Sustainable use of by-products in land management. In: Bartels, J.M., Dick, W.A. (Eds.), Land Application of Agricultural, Industrial, and Municipal By-products. SSSA Book Series Nº 6, Madison, USA, pp. 215–235.
- Hubbe, MA; M Nazhad & C Sanchez. 2010. Composting as a way to convert cellulosic biomass and organic waste into high-value soil amendments: A review. BioResources 5(4): 2808-2854.

- Kowaljow, E; MJ Mazzarino; P Satti & CJ Rodriguez. 2010. Organic and inorganic fertilizer effects on a degraded Patagonian rangeland. Plant Soil 332: 135–145.
- Mazzarino, MJ & P Satti. 2012. Compostaje en la Argentina. Experiencias en producción, calidad y uso. Editorial UNRN - Orientación Gráfica Editora.
- Laos, F; MJ Mazzarino; I Walter; L Roselli; P Satti & S Moyano. 2002. Composting of fish offal and biosolids in NW Patagonia. BioresourceTechnol. 81: 179-186.
- Leconte, MC; MJ Mazzarino; P Satti; MC Iglesias & F Laos. 2009. Composting poultry manure with rice hulls and/or sawdust in NE Argentina. Waste Manage. 29: 2446-2453.
- Moreno, J; R Moral; JL García-Morales; JA Pascual & MP Bernal (Eds). 2015. Uso del compost como componente de sustratos para cultivo en contenedor. Ed Mundi Prensa, Madrid, España.
- Ravid, M & JH Ylieth. 2008. Soiless culture: theory and practice. Ed. Elsevier 587 pp.
- The Test Method for the Examination of Composting and Compost (TMECC). (2001). US Compost Council. https://compostingcouncil.org/tmecc/.
- Tognetti, C; MJ Mazzarino & F Laos. 2008. Compost of municipal organic waste: effects of different mana¬gement practices on degradability and nutrient relea¬se capacity. Soil Biol. Biochem. 40: 2290–2296.
- USEPA, 1995. Test methods for evaluating solid waste. Vol IA: Laboratory manual physical/chemical methods. SW 846, 3rd Ed. U.S. Gov. Print. Office, Washington D.C.

C6P31. EFECTOS DE LA APLICACIÓN DE ESTIÉRCOL DE TAMBO EN VERDEOS DE INVIERNO

Romay, Catalina; Losinno, Beatriz N. y Urricariet, Susana.

Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires. Av. San Martín 4453. Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina. romay@agro.uba.ar

RESUMEN

La intensificación de la producción lechera, eleva la carga animal en los lotes acompañados de suplementación. Como consecuencia, se genera una gran cantidad de heces que se concentran en pequeñas áreas. Ciertos establecimientos emplean métodos para la distribución del estiércol e incorporarlo en forma directa como abono. Esto conlleva riesgo de salinización de los suelos, y efectos desconocidos sobre los cultivos. La conductividad eléctrica del suelo (CE) es un indicador de salinidad. Pero debido a que el muestreo y determinación resulta laboriosa y costosa es que los estudios de salinidad y contaminación de suelos se han volcado a la medición de la conductividad eléctrica aparente (CEa) del volumen de suelo con métodos geofísicos, como el de inducción electromagnética (EMI). Los objetivos de este trabajo fueron: i) Mapear la CEa en forma previa y posterior a la aplicación del estiércol del tambo, determinar sitios de muestreo (muestro dirigido) de suelos y evaluar en forma indirecta la respuesta del abono en un verdeo de invierno ii) Evaluar los efectos de salinización y aporte de las formas disponibles de nitrógeno y fósforo en suelos con estiércol y en la producción de forraje. Para este estudio se delimitaron parcelas de 800 m^2 para cada tratamiento; T, testigo sin estiércol, D_1 una carga de estiércol, D_2 dos cargas de estiércol, (la carga consiste en el esparcido del contenido total de la estercolera para sólidos), en un diseño en bloques completamente al azar con tres repeticiones. La CE reflejó una disminución con la profundidad, no mostraron diferencias significativas entre tratamientos para ninguna profundidad. Hubo un incremento de nitrógeno y fósforo en superficie sin diferencia entre los tratamientos. Se registró un incremento de materia seca del forraje en las tres etapas del ciclo analizadas. En macollo e inicio de espigazón hubo un incremento del 32% y 38% respectivamente, promedio de D1 y D2. Para la etapa de fin de ciclo analizada el incremento fue de un 23% en D2.

Palabras clave: estiércol de tambo, verdeos de invierno

INTRODUCCIÓN

La intensificación de la producción lechera actual, origina un manejo que consiste en una elevada carga animal en los lotes acompañados de suplementación. Como consecuencia de esto, se genera una gran cantidad de heces que se concentran en pequeñas áreas. A fin de evitar esta excesiva acumulación y sus consecuencias ambientales negativas, como así también la posibilidad de aprovechar los beneficios de su utilización para la mejora de la calidad edáfica y productiva, ciertos establecimientos emplean métodos para la distribución del estiércol.

Varios estudios internacionales demostraron que los efluentes de tambo contienen una significativa cantidad de nutrientes esenciales para las plantas, lo cual los convierte potencialmente en una excelente fuente para los cultivos. En general destacan el efecto positivo de los residuos sobre las propiedades químicas del suelo debido al reciclado de nutrientes y sobre las propiedades físicas, al aumentar el contenido de materia orgánica, la porosidad e infiltración del agua en el suelo (Feng *et al*., 2005; Khan *et al*., 2007; Schröder *et al*., 2007; Monaco *et al*., 2008).

A este respecto, se dispone de adecuada información de la aplicación de efluente tratado y en estado sólido (Charlon *et al.*, 2007). Sin embargo, la bibliografía es mucho más acotada sobre las consecuencias de aplicar el estiércol semi-líquidos y crudos; es decir, aquellos que son rápidamente aplicados al campo sin recibir ningún tipo de tratamiento.

Al incorporar el estiércol en forma directa como abono existe riesgo de salinización de los suelos, frecuentemente con efectos desconocidos sobre los cultivos. Asimismo, en aplicaciones en exceso de estos residuos existen evidencias de lixiviación de fósforo y nitratos con riesgo de afectar la calidad del agua subterránea. La utilización de estos estiércoles, es una buena alternativa tanto para controlar su destino, como para el aprovechamiento de los nutrientes que contienen. (Losinno *et al*., 2008).

La conductividad eléctrica del suelo es un indicador de fundamental importancia en estudios de salinidad y se cuantifica en términos de la concentración total de sales solubles determinada a través del extracto acuoso como la conductividad eléctrica en pasta de saturación (CE). Pero debido a que el muestreo y la determinación de la CE resulta laboriosa y costosa es que los estudios de salinidad y contaminación de suelos se han volcado a la medición de la conductividad eléctrica aparente (CEa) del volumen de suelo comprendido por la matriz sólida, poros y fluidos que se encuentran en el suelo mediante metodología geofísica. Entre estos métodos de exploración, se encuentran el de inducción electromagnética (EMI). Existen evidencias que los sitios críticos, de alta CE, están asociados a incrementos en la concentración de nutrientes en suelos abonados con estiércol proveniente de feedlots (Sainato *et al.*, 2008). Por lo tanto, dicho método de exploración ha demostrado su eficiencia en la detección de anomalías que permiten guiar el muestreo posterior de suelos, sumado a la ventaja de no ser invasivo y a la rapidez para la exploración.

La hipótesis a estudiar, en base a la información recopilada, es si la aplicación de este tipo de estiércol al suelo mejora el reciclado de nutrientes y disminuye el impacto ambiental. Es decir, se aprovecha los nutrientes contenidos en el estiércol para aumentar la productividad de los verdeos de invierno, reemplazando en parte el uso de fertilizantes químicos. Adicionalmente se espera ayudar a disminuir los problemas de contaminación ambiental, contribuyendo así a lograr sistemas productivos más sustentables.

Los objetivos de este trabajo fueron: i) Mapear la CEa en forma previa y posterior a la aplicación del estiércol del tambo, determinar sitios de muestreo (muestro dirigido) de suelos y evaluar en forma indirecta la respuesta del abono en un verdeo de invierno ii) Evaluar los efectos de salinización y aporte de las formas disponibles de nitrógeno y fósforo en suelos con estiércol y en la producción de forraje.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Este estudio fue llevado a cabo en un tambo de la localidad de Cañuelas perteneciente a la cuenca lechera Abasto Sur, (Figura 1). La actividad del tambo se complementa con producción de forrajes y granos. Los lotes se manejan en siembra directa rotaciones de dos años de agricultura, luego verdeos de invierno siguiéndole maíz y posteriormente tres años de alfalfa. El lote seleccionado para la evaluación se encontraba en ciclo de verdeos de invierno.



Figura 1: Imagen del establecimiento. Los rectángulos blancos representan las parcelas experimentales.

El clima de la región es del tipo subhúmedo-húmedo, con un régimen de lluvias isohigro. Los meses con mayores precipitaciones son febrero, marzo, abril, octubre, noviembre y diciembre. La media pluviométrica es de alrededor de 1000 mm con máximas diarias puntuales de 150 mm.

El suelo de la región es principalmente argiudol típico, con un horizonte superficial oscuro, rico en materia orgánica, con buena retención de humedad, textura limosa, un horizonte Bt bien marcado limo-arcilloso, poco permeable, con estructura prismática no sódico, finalmente tiene un horizonte C rico en carbonatos, de textura limosa (Angelini *et al.*, 2014).

Metodología

Para el estudio se delimitaron parcelas de 16 m de ancho y 50 m de largo (800 m^2) para cada tratamiento: T, testigo sin estiércol, D_1 una carga de estiércol, D_2 dos cargas de estiércol, (la carga consiste en la distribución del

contenido total de la estercolera para sólidos, Figura 2). El diseño fue en bloques completamente al azar con tres repeticiones. La Figura 3 muestra la distribución de las repeticiones por tratamiento según el diseño experimental y la ubicación de los puntos seleccionados de muestreo del suelo y del cultivo. El lote asignado no presentaba aplicación previa de estiércol.



Figura 2: Estercolera para sólidos

Para cuantificar la cantidad de estiércol por tratamiento se relevaron varias muestras del material esparcido sobre rectángulos de nylon de 0,49 m^2 colocados al azar en las tres repeticiones. Los tratamientos resultaron en promedio para una carga de estercolera D_1, 4.608 Kg de estiércol húmedo por parcela (800 m^2) correspondiendo a 2.212 Kg/parcela en materia seca (0,48 %), (57,6 Tn/ha en fresco, 27,6 Tn /ha en seco). Para la doble carga D_2 en promedio de esparcieron 6.169 Kg de estiércol húmedo por parcela (800 m^2) correspondiendo a 3.023 Kg/parcela en materia seca (0,48 %), (77 Tn/ha en fresco, 37 Tn/ha en seco). La conductividad eléctrica del estiércol fue en promedio de 1.168 µS/cm y pH de 6,7.

Para conocer la situación inicial de las parcelas se realizó un mapeo de la CEa a través de la exploración geofísica de inducción electromagnética (EMI), mediante un sensor por inducción EMP-400 (GSSI, inc.), utilizando la frecuencia de 16 KHz, la cual explora el perfil más superficial de la zona no saturada. Este sensor electromagnético mide la CEa en cada punto de medición. Luego mediante el software Surfer versión 11, se realizó la interpolación con Kriging de estos datos y se obtuvo un mapa de CEa para cada tratamiento, (Sondeo 1)

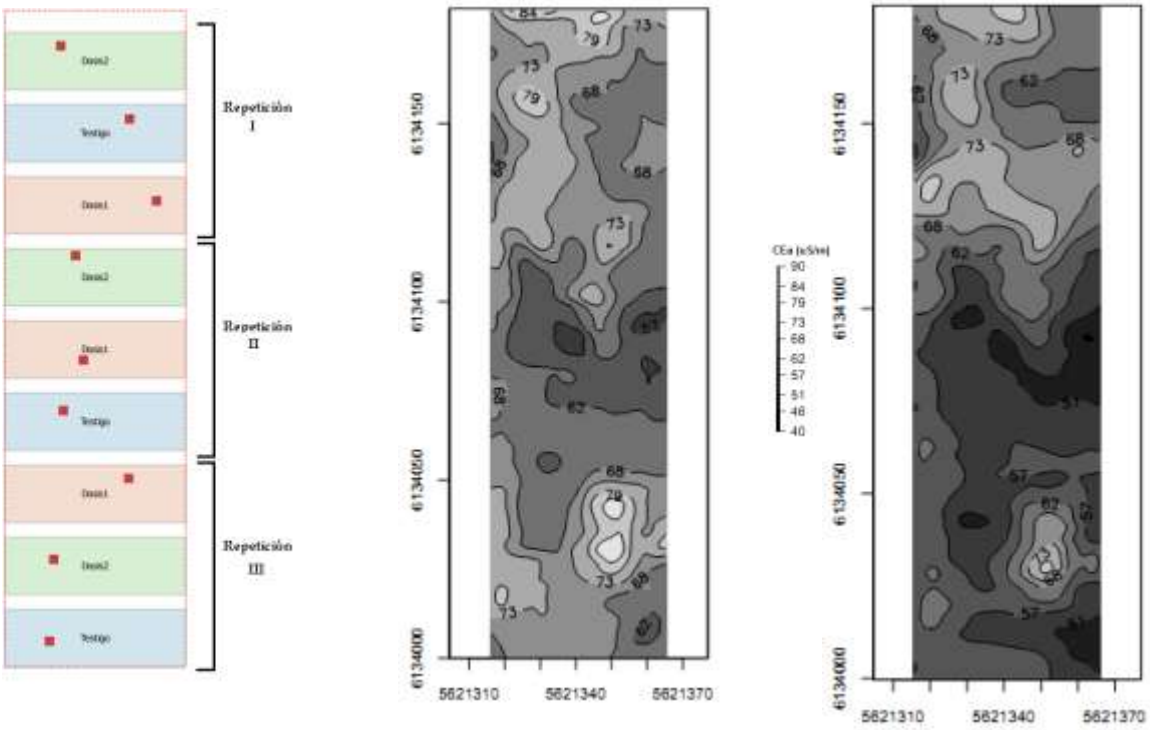


Figura 3: Diseño experimental y ubicación de los sitios de muestreo de suelo y de cultivo (puntos rojos), mapa de CEa inicial (Sondeo 1), y posterior a la incorporación del estiércol (Sondeo 2) respectivamente.

El estiércol fue esparcido en las parcelas según diseño experimental. Y a mediados de agosto se sembró al voleo avena (*Avena sativa*, *Avena bizantina*) y cebada forrajera (*Hordeum vulgares*), para producción de pasto y grano doble propósito. El segundo mapeo de CEa (Sondeo 2) se realizó a la semana de incorporar el estiércol y la siembra, con el objetivo de seleccionar los sitios de muestreo del suelo y del verdeo. En la Figura 3 se puede ver los mapas resultantes de dichos sondeos.

Se realizó el muestreo de suelos y del verdeo (macollaje (M), inicio de espigazón (IE) y fin de ciclo (FC)). Se extrajeron muestras de suelo a las profundidades de 0-20, 20-50 y 50-80 cm. Se determinó, pH, CE en pasta de saturación, fósforo extractable (Kurtz y Bray) y nitratos MicroKiedjal. El material vegetal se relevó al azar varias repeticiones por tratamiento con marco metálico de 32 cm de lado (0,1024 m^2), se determinó materia seca, (MS) (secado en estufa).

El análisis estadístico de los datos se realizó mediante el software Infostat. Se realizó ANOVA con test de Tukey para comparar las medias muéstrales de los tratamientos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis de suelo

En la Figura 4 se presenta, los perfiles de pH, CE en pasta de saturación, nitratos, y fósforo extractable.

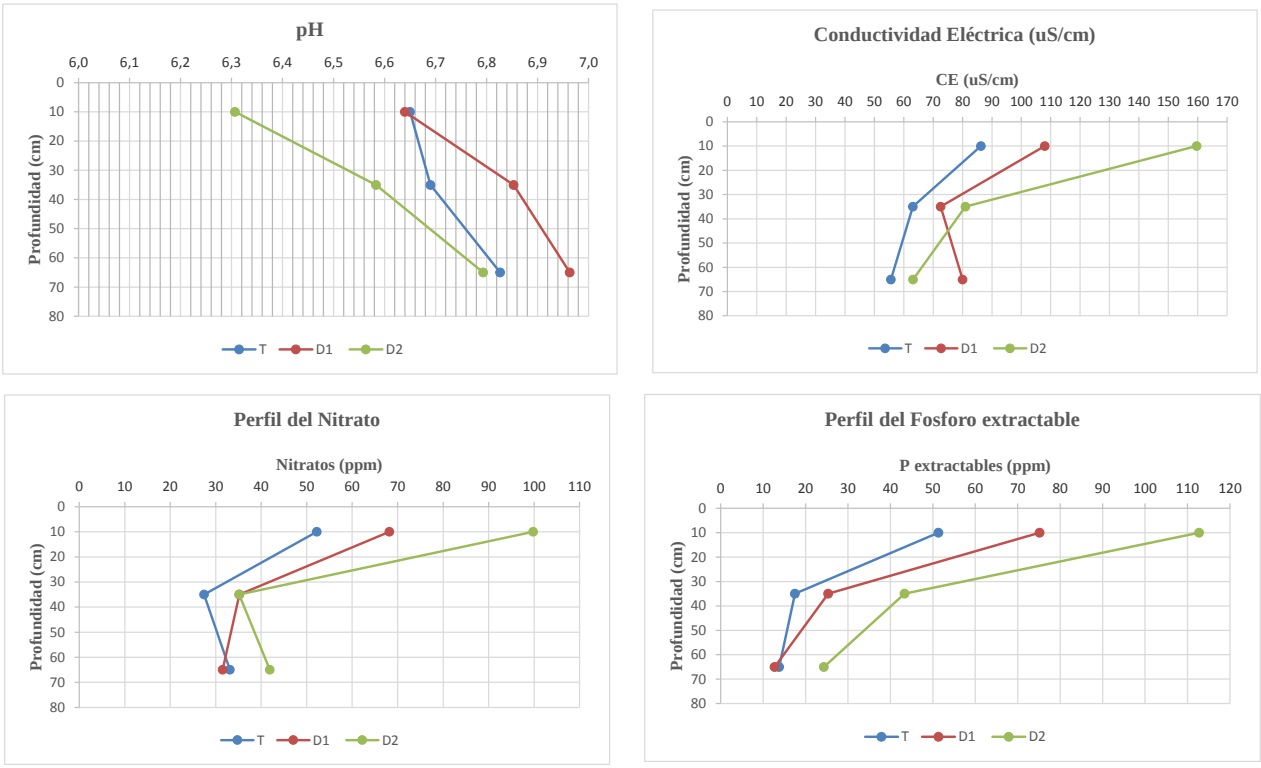


Figura 4: Perfiles de pH, Conductividad Eléctrica en pasta de saturación, Nitratos, Fósforo extractable (Kurtz y Bray).

El pH del suelo se encuentra entre 6 y 7 para todas las profundidades y tratamientos. Se observa una disminución en tres décimas (6,3 a 6,6) entre T, D1 y D2 para el estrato superficial. En profundidad esas diferencias se achican.

Los valores de la CE analizada en las muestras del suelo tomadas en los intervalos de 0-20, 20-50 y 50-80 cm de profundidad reflejan una disminución de la misma con la profundidad (acorde a lo que puede verse en la inducción electromagnética). Sin embargo, no mostraron diferencias significativas entre tratamientos para ninguna profundidad.

En los perfiles de nitratos se observa un incremento de los contenidos en superficie. El nitrógeno acumulado en el perfil de suelos de 0-80 cm fue para el testigo de (59 ± 11) kg N/ha, para D 1 de (73 ± 20) kg N/ha, y para la D 2 de (96 ±

20) kg N/ha. Se observó una alta variabilidad entre repeticiones producto de la heterogeneidad en la aplicación del estiércol y en consecuencia no se encontraron diferencias entre tratamientos para el perfil acumulado de N (kg N/ha).

En el perfil de P extractable (Kurtz y Bray) se observa una tendencia semejante a lo observado en nitratos también con alta variabilidad de los resultados.

Análisis del verdeo

La Tabla 1 resume los promedios de materia seca del verdeo en las tres etapas del ciclo analizadas y para cada tratamiento. Las letras distintas indican diferencia significativa de los promedios entre tratamientos y por etapa del ciclo.

Tabla 1: Promedio de materia seca acumulada por la pastura en macollo, inicio de espigazón y fin de ciclo.

	Promedio materia seca del verdeo (g/m^2)		
Tratamiento	Macollo (M)	Inicio de Espigazón (IE)	Fin de Ciclo (FC)
Testigo	185 ± 12 b	347 ± 24 d	560 ± 43 f
D 1	233 ± 26 a	453 ± 37 c	575 ± 52 f
D 2	253 ± 24 a	509 ± 27 c	699 ± 78 e

(Letras distintas indican diferencias significativas de los valores promedio (P= 0,005)

La Figura 5 representa los promedios de materia seca acumulada por la pastura en las etapas de macollo (M), inicio de espigazón (IE) y fin de ciclo (FC).

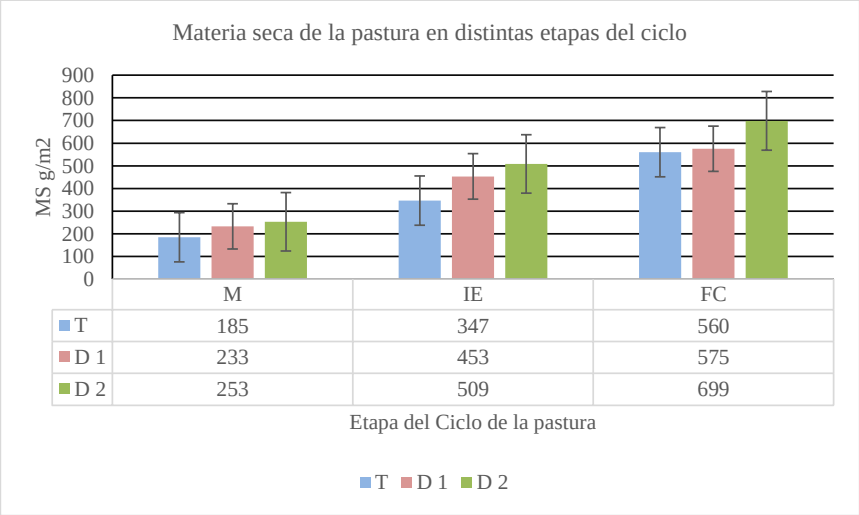


Figura 5: Producción de materia seca de la pastura en distintos etapas del ciclo y por tratamiento.

En la etapa de macollo se observa diferencia significativa entre T y D1, y entre T y D2. No se observaron diferencias entre D1 y D2, Para esta etapa se registra un incremento en la producción de forraje, de un 32 % en promedio para D1 y D2. (2,3 Tn/ha de MS para D1 y 2,5 Tn/ha de MS para D2).

En la etapa de inicio de espigazón también se observa diferencia significativa entre T y D1 y entre T y D2, incrementando la producción de forraje, de un 38 % en promedio para ambas cargas. No se observaron diferencias entre D1 y D2, (4,5 Tn/ha de MS para D1 y 5 Tn/ha de MS para D2).

Ya para la etapa de fin de ciclo se observa diferencia significativa entre D2, respecto a T y D2 respecto a D1. No hay diferencia significativa entre T y D1. La producción de materia seca fue de 5,6 Tn/ha de MS para T; 5,7 Tn/ha de MS para D1; y 7 Tn/ha de MS para D2. El incremento de producción de forraje fue de un 23 %.

CONCLUSIONES

El uso de métodos geofísicos para estimar la conductividad eléctrica aparente del subsuelo permitió planificar y dirigir el muestreo del suelo y evaluar en forma indirecta la respuesta del abono en un verdeo de invierno. Es de fácil manejo, bajo costo (cuando se dispone de equipos) y es un método no invasivo. Las conductividades eléctricas analizadas de las muestras del suelo reflejaron una disminución de la misma con la profundidad (acorde a lo que se observó en los perfiles del EMI). Sin embargo, no mostraron diferencias significativas entre tratamientos para ninguna profundidad. Los resultados de los análisis de suelo mostraron que hubo un incremento de nitrógeno en superficie pero no hubo diferencia entre los tratamientos, mostrando gran heterogeneidad en la aplicación del estiércol. En el perfil de P extractable se observó una tendencia semejante a lo observado en nitratos. Se registró un incremento de materia seca del forraje en las tres etapas del ciclo analizadas. En macollo e inicio de espigazón hubo un incremento del 32% y 38 % respectivamente, promedio de la D1 y D2, no habiendo registrado diferencia significativa entre ambas aplicaciones de estiércol pero si entre ellas y el testigo. Para la etapa de fin de ciclo analizada el incremento fue de un 23 % mayor en D2 con significancia respecto a D1 y T. En esta etapa T y D1 no mostraron diferencia significativa. La utilización estratégica de los residuos del tambo es una excelente opción para mejorar las propiedades del suelo y aumentar la oferta forrajera, evitando una fuente de contaminación. Cada tambo tiene un manejo particular de los animales y del ordeño, que va a definir la calidad y cantidad de residuos generados diariamente. Pensar en una gestión de los efluentes generados en el tambo supone empezar por planificar su destino, asegurando que no se deteriore o contamine el entorno.

BIBLIOGRAFÍA

- Angelini, M; S Barcel; J Comerma; C Cruz Gaistardo; A Encina Rojas; A Jones; P Krasilnikov; ML Mendonza Santos Brefin; L Montanarella; O Muñiz Ugarte; P Schad; M I Vara Rodríguez & R Vargas. (eds) Gardi, 2014 Atlas de suelos de América Latina y el Caribe. Comisión Europea - Oficina de Publicaciones de la Unión Europea, Luxembourg, 176 pp.
- Charlón, V; L Romero; A Cuatrin & M Taverna. 2007a. Utilización de residuos orgánicos en el rendimiento y la calidad de un cultivo de avena. Revista Argentina de Producción Animal Vol. 27; Supl. 1 Pág. 214 - 215.
- Charlón, V; L Romero; A Cuatrin & M Taverna. 2007b. Utilización de residuos del tambo en un cultivo de sorgo forrajero para silaje. Revista Argentina de Producción Animal 27(1): 216-217.
- Feng, GL; J Letey; A Chang & M Campbell Mathews. 2005. Simulating dairy liquid waste management options as a nitrogen source for crops. Agric. Ecosyst. Environ. 110 (3-4): 219-229.
- Ghiberto, PJ; S. Imhoff; H Micheloud; M Calamari. 2012. Uso de efluentes de tambo como abono II: producción de sorgo y balance hídrico. Actas del Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata, Argentina.
- Khan, A; M Iqbal & K Islam. 2007. Dairy manure and tillage effects on soil fertility and corn yields. Bioresour. Technol. 98(10): 1972-1979.
- Gambaudo, S & H Fontanetto. 2010. Tabla de consulta para el manejo y la nutrición de suelos y de cultivos. INTA EEA Rafaela.
- Ghiberto, PJ; Pilatti, MA.; Imhoff, S; Orellana, J. 2007. Hydraulic conductivity of Molisolls irrigated with sodicbicarbonated waters in Santa Fe (Argentine). Agric. Water Manag. 88 (1-3): 192-200.
- Losinno, B.N., C.M. Sainato, J.J. Marquez Molina y H. Malleville. 2010. Inducción electromagnética y tomografía de resistividad eléctrica en la localización de sitios críticos en un feedlot. XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Rosario. CD-ROM.
- Losinno, BN; CM Sainato; HJ Malleville & G Galindo. 2008. Tomografía de resistividad eléctrica aplicada a la caracterización de sitios contaminados en tambos. Ciencia del Suelo, 26 (2): 141-152.
- Monaco, S; DJ Hatch; D Sacco; C Bertora & C Grignan. 2008. Changes in chemical and biochemical soil properties induced by 11-yr repeated additions of different organic materials in maize-based forage systems. Soil Biol. Biochem. 40(3): 608-615.
- Sainato, CM; BN Losinno & HJ Malleville. 2008. Tomografía de resistividad eléctrica 3D para detectar contaminación del suelo y el agua subterránea en un feedlot. XXI Congreso de la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo, San Luis, Argentina.
- Schröder, JJ; HFM Aarts; JC VAN Meddelkoo; RLM Schils; GL Velthof; B Fraters & WJ Willems. 2007. Permisible manure and fertilizer use in dairy farming systems on Sandy soils in The Netherlands to comply with the Nitrates Directive target. Eur. J. Agron. 27(1): 102-114.
- Taverna, M. 2006. El manejo de efluentes. E.E.A INTA Rafaela. En: http://www.produccion-animal.com.ar/. (consulta diciembre 2017).

C6P32. ESCURRIMIENTO SUPERFICIAL Y PÉRDIDAS DE FOSFORO Y NITRÓGENO ASOCIADAS A SECUENCIAS DE CULTIVO EN SIEMBRA DIRECTA

Seehaus, Mariela[1]; Emmanuel, Gabioud[1]; Van Opstal, Natalia[1]; Oszust, José D[2].; Wilson, Marcelo[1]; Beghetto, Stella[3] y Sasal, Maria C[1].

[1]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria Ruta Prov. 11 km. 12,5. Oro Verde, Entre Ríos. [2]Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos Ruta Prov. 11 km. 10,5. Oro Verde, Entre Ríos. [3]Facultad de Ciencias de la Educación, Universidad Nacional de Entre Ríos Alameda de la Federación 106, Paraná, Entre Ríos. seehaus.mariela@inta.gob.ar

RESUMEN

En los últimos años se evidencia una creciente preocupación en torno a la actividad agrícola y sus impactos ambientales. Dentro de este esquema, los fertilizantes minerales en base a fosforo (P) y nitrógeno (N) son ampliamente utilizados en el desarrollo de los cultivos, pudiendo generar efectos no deseados en otros compartimentos tales como aguas superficiales y subterráneas, en casos de fugas. El objetivo del trabajo fue analizar las pérdidas anuales de agua, N y P por escurrimiento en tratamientos con distintas secuencias de cultivo bajo siembra directa. El estudio fue realizado en la Estación Experimental de Paraná del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) en parcelas de escurrimiento bajo lluvia natural, en un Argiudol ácuico durante el período 2010-2016 (6 campañas agrícolas). Las secuencias de cultivo evaluadas son: soja continua (S), soja continua con trigo como cultivo de cobertura otoño-invernal (CC-S), maíz-trigo/soja (M-T/S) y trigo/soja (T/S). Los resultados muestran que los tratamientos con monocultivo de soja, aún con CC invernal, presentan las mayores pérdidas anuales de agua por escurrimiento (el agua que pierde anualmente el monocultivo de soja duplicó el agua que escurre en la rotación M-T/S). Las concentraciones, tanto de N y P, presentan comportamientos diferentes entre T/S y CC-S respecto a S, sin evidencias de correlación entre las concentraciones de N y P y las dosis de fertilización. Por último, las cantidades perdidas de N y de P están altamente correlacionas (r=0,89), y cada una de ellas depende del volumen escurrido, presentando la rotación M-T/S los menores valores. El trabajo aquí presentado aporta datos sobre la dinámica de pérdida de agua y nutrientes en distintas secuencias de cultivo y genera información útil para evaluar sus impactos sobre los ambientes circundantes.

Palabras claves: Escurrimiento, Nutrientes, Secuencias de cultivos

INTRODUCCIÓN

La intensificación productiva de las últimas décadas en la agricultura se caracteriza por el uso de variedades de cultivos de alto rendimiento, fertilizantes, plaguicidas, riego y mecanización. En torno a ello, las preocupaciones se centran en las consecuencias ambientales y de sostenibilidad a largo plazo de la intensificación de los sistemas agrícolas, tanto a escala local, regional y global (Matson *et al*., 1997). El fósforo (P) y el nitrógeno (N) son nutrientes limitantes para el desarrollo de los cultivos, por ello se complementan con fertilizantes minerales (Hart *et al*., 2004). En efecto, los agroquímicos de mayor volumen de uso en Argentina son los fertilizantes nitrogenados y fosforados. Si bien el destino de los nutrientes aportados al sistema se orienta a mejorar la productividad de los cultivos, su transporte desde el suelo hacia otros compartimentos ambientales puede generar efectos no deseados tales como eutrofización, pérdida de biodiversidad en ecosistemas acuáticos y la contaminación de aguas superficiales y subterráneas (Portela *et al*., 2006).

Las distintas sucesiones de cultivos bajo siembra directa afectan no sólo la cantidad y calidad de residuos de cultivos que se incorporan al suelo, sino también la distribución y el tipo de sistemas radicales que intervienen directamente en la agregación y la estabilidad edáficas, la capacidad de retención de agua y la protección de la superficie del suelo a la erosión (Domzal *et al*., 1991). Estudios recientes muestran que diferentes secuencias de cultivos imprimen características en el estado estructural del suelo que condicionan el ingreso de agua (Sasal *et al*., 2017). Por otro lado, diferentes cultivos con distintas necesidades nutricionales conllevan distintas dosis y momentos de fertilización.

A mediados de la década del 60, algunas Estaciones Experimentales del INTA comenzaron estudios de erosión hídrica en parcelas de campo. En la Estación Experimental de Paraná, en 1971, se construyeron parcelas para la medición de escurrimiento y pérdidas de suelo de acuerdo con la metodología propuesta por el Servicio de Conservación de Suelos de USA y la FAO (Rojas & Conde, 1985; Ledesma & Paparotti, 1990; Nani & Paparotti, 1993; Rojas & Saluso, 1993). Estas parcelas permiten el control de los ingresos de agua de las lluvias y la medición de los excedentes hídricos por

escurrimiento. Utilizando este dispositivo experimental, el objetivo del trabajo fue analizar las pérdidas anuales de agua, N y P por escurrimiento con distintas secuencias de cultivo bajo SD en un período de 6 años.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ensayo a campo

El estudio fue realizado en la Estación Experimental de Paraná del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) de la provincia de Entre Ríos (31º 51´ S y 60º 31´ W) en parcelas de escurrimiento bajo lluvia natural con diferentes secuencias de cultivo (Figura 1) durante el período 2010-2016 (6 campañas agrícolas). La región tiene clima subhúmedo (lluvia anual ≈1000 mm) templado (temperatura anual ≈18,3ºC). Las temperaturas del invierno raramente son inferiores a 0ºC. El suelo predominante es Argiudol ácuico fino, illitico, térmico (US Soil Taxonomy) de la Serie Tezanos Pinto (Luvic Phaeozem, WRB). La textura del horizonte A (17 cm) es franco limosa con 270 y 660 g Kg^{-1} de arcilla y limo, respectivamente (Plan Mapa de Suelos, 1998).



Figura 1: Parcelas de escurrimiento de INTA EEA Paraná

Las parcelas presentan dimensiones de 4 m de frente y 25 m de largo (100 m^2) con una pendiente natural de 3,5%. Las parcelas fueron laboreadas en forma convencional durante 30 años y desde fines de la década del 90 se implementó siembra directa (SD). En 2006 se establecieron cuatro tratamientos con 3 repeticiones cada uno: monocultivo de soja (S), soja continua con trigo como cultivo de cobertura otoño-invernal (CC-S), maíz-trigo/soja (M-T/S) y trigo/soja (T/S), contando de esta manera con 12 años de antigüedad al momento de la evaluación. En la Tabla 1 se presentan las aplicaciones de fertilizantes para cada tratamiento. Cabe aclarar que la fertilización con P se realiza en todos los casos al momento de la siembra, mientras que las aplicaciones de N se realizan en dos momentos. Las rotaciones CC-S y T/S se fertilizan en la siembra del trigo (s) y en macollaje (m), y para el caso de la fase maíz al momento de la siembra y en estado v5/v6.

Tabla 1: Aplicaciones anuales de fertilizantes realizadas a las parcelas de escorrentía para el período 2010-2016

Tratamiento		**Fertilización**	
		N	**P**
		kgN ha^{-1}	
S	2010-2016		20 (S)
CC-S	2010-2016	43 (s)+23 (m) (T)	10 (CC) 10 (S)
T/S	2010-2016	87 (s) +46 (m) (T)	20 (T) 20 (S)
M-T/S	Fase Maíz: 2010/11; 2012/13; 2014/15.	50 (s) +69 (v5/v6)	30 (M)
	Fase T/S: 2011/12; 2013/14; 2015/16	87 (s) +46 (m) (T)	20 (T) 20 (S)

Las parcelas fueron construidas con bordes laterales de mampostería y con la pared de fondo desmontable (estructura de hierro y chapa de zinc) para facilitar el ingreso de la maquinaria. Cada una posee un embudo con tubo colector de mampostería de 110 mm de diámetro que desemboca en dos piletas receptoras de escurrimientos de mampostería de 450 y 1000 L. La segunda pileta capta 1/7 del escurrimiento excedente de la primera (Figura 2).

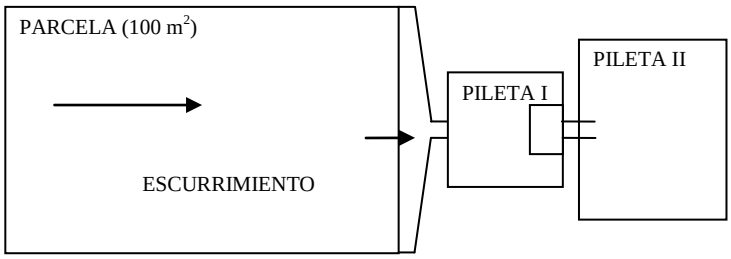


Figura 2: Esquema (vista superior sin escalar) de una parcela de escurrimiento.

El diseño del ensayo es completamente aleatorizado con 3 repeticiones por tratamiento (secuencias). El modelo estadístico aplicado para analizar escurrimiento y concentraciones y cantidad de N y P fue modelo mixto con las secuencias como variable fija y considerando su heteroscedasticidad. Se realizaron regresiones lineales simples entre concentraciones de N y P, volumen escurrido y dosis de fertilización.

Determinaciones a campo y en laboratorio

Después de cada evento de lluvia que generó escurrimiento, se midió su volumen y se extrajo una muestra, a la cual se le determinó la concentración de nitrato y fósforo disuelto. La cantidad de N y P (kg ha^{-1}) en agua de drenaje y/o escurrimiento se calculó como el producto del volumen escurrido por la concentración medida en el agua de escurrimiento del mismo evento. Cabe aclarar que no en todos los eventos de escurrimiento fueron determinados N y P, por lo que su cantidad fue calculada en función de la concentración y volúmenes escurridos en aquellos eventos en los que sí se determinaron estos parámetros. Se analizaron datos de las campañas desde 2010 a 2016. Este período tuvo una precipitación promedio anual de 1094 mm. En la Tabla 2 se presentan los valores de precipitaciones anuales registrados en el Observatorio Agrometeorológico de la Estación Experimental Paraná, situado a 200 m de las parcelas.

Tabla 2: Precipitación anual registrada en el Observatorio Agrometeorológico de la Estación Experimental Paraná

Campaña	Precipitación anual (mm)
2010-2011	871,7
2011-2012	948,7
2012-2013	1249,3
2013-2014	1047,6
2014-2015	1145,5
2015-2016	1298,7

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El estudio del ingreso y del movimiento del agua en el suelo bajo lluvia natural está condicionado por la variabilidad de las precipitaciones. Un total de 13, 19, 26, 15, 27 y 23 eventos de escurrimiento fueron registrados en las campañas 2010-11, 2011-12, 2012-13, 2013-14, 2014-15 y 2015-16, respectivamente. Las dos primeras campañas tuvieron precipitaciones inferiores al promedio histórico anual (1.095 mm acumulados) y las restantes campañas lo superaron (Tabla 2).

Los valores medios anuales de escurrimiento de las 6 campañas analizadas muestran diferencias entre las secuencias de cultivo, siendo M-T/S y T/S los tratamientos que presentan menores pérdidas de agua (Tabla 3). Relevamientos previos, con menor número de campañas analizadas y menos tiempo desde su implementación no habían registrado estas diferencias (Sasal et al 2015). Los tratamientos con monocultivo de soja, aún con CC invernal, presentan las mayores pérdidas anuales de agua por escurrimiento. El agua que pierde anualmente el monocultivo de soja duplicó el

agua que escurre en la rotación M-T/S. En consonancia, Darder *et al.* (2016) registraron pérdidas de agua en monocultivo de soja que superan el doble respecto a las secuencia de cultivo M-T/S en la cuenca alta del arroyo Pergamino.

Tabla 3: Valor medio anual de escurrimiento, cantidad y concentraciones medias de N y P para cada una de las secuencias de cultivo del período 2010-2016. *p< 0,10, **p<0,05

Secuencias	Escurrimiento (l)**	N(kg ha^{-1})**	P (kg ha^{-1})*	N (mg l^{-1})**	P (mg l^{-}1)**
S	10.974,7 a	1,00 b	0,96 ab	1,20 c	1,02 b
T/S	6.649,3 b	0,96 b	0,78 ab	1,68 ab	1,28 a
CC-S	1.0374,5 a	1,52 a	1,20 a	1,83 a	1,36 a
M-T/S	4.975,2 b	0,56 c	0,58 b	1,41 bc	1,12 ab

Cuando se analizan las concentraciones de nutrientes, se encuentran también diferencias significativas. Para el caso del N (mg l^{-1}), T/S y CC-S presentaron las mayores concentraciones medias anuales diferenciándose de S. Estas concentraciones de N en agua de escurrimiento fueron superiores al nivel guía de eutrofización (1,5 mg l^{-1}) para T/S y CC-S e inferiores al umbral de agua para bebida (10 mg l^{-1}). La menor concentración en S podría deberse a la ausencia de fertilización nitrogenada. Sin embargo, no hubo correlación entre las concentraciones de N y la dosis de fertilización.

Las concentraciones de P (mg l^{-1}) en agua de escurrimiento reflejan un comportamiento similar a N, con diferencias entre T/S y CC-S respecto a S. Los valores fueron superiores al umbral de eutrofización (0,075 mg l^{-1}) e inferiores al umbral para bebida (10 mg l^{-1}) (Marchetti & Verna, 1992; Subsecretaria de Recursos Hídricos de la Nación, 2003) en todas las secuencias analizadas. Al igual que en el caso del N, tampoco hubo correlación entre las concentraciones de P y la dosis de fertilización. La cantidad de N (kg ha^{-1}) media anual perdida durante el período de estudio presenta los menores valores para la secuencia M-T/S, los mayores para CC-S y valores intermedios para T/S y S continua. En el caso de P (kg ha^{-1}) también el menor valor es para M-T/S (sin diferencias significativas respecto de T/S y S monocultivo), con un comportamiento diferente respecto de CC-S.

Si bien las concentraciones de P y N no están asociadas, las cantidades perdidas de N y de P están altamente correlacionas (r=0,89), y cada una de ellas depende del volumen escurrido (Figura 3). El volumen escurrido explica el 58% de la pérdida de N y el 81% de la pérdida de P. Esta mayor asociación del P puede explicarse por la preferencia de este elemento a ser transportado por el escurrimiento superficial y erosión de partículas de suelo (Matson *et al*. 1997).

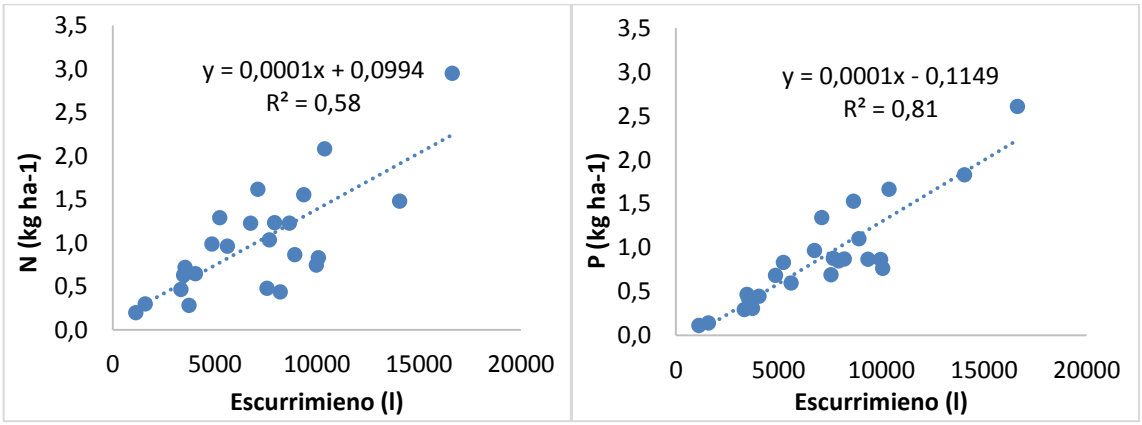


Figura 3: Regresiones lineales simples a) volumen de escurrimiento y cantidad de N perdida y b) volumen de escurrimiento y cantidad de P perdida.

En general, cualquier monocultivo es excluido como buena práctica agrícola ya que la simplificación que impone al agrosistema impacta sobre la sustentabilidad en el largo plazo. En particular, el monocultivo de soja o su elevada frecuencia en la rotación generan balances negativos de carbono y nutrientes debido a la rápida velocidad de reciclado de

sus residuos con baja relación C:N que conduce a la degradación del suelo (Caviglia & Andrade, 2010). Resultados de ensayos de largo plazo con alta frecuencia de soja confirman la reducción de los contenidos de C, N y P en el suelo (Studdert & Echeverria, 2000; Alvarez, 2001; Satorre, 2005; Barbagelatta & Melchiori, 2007; Salvagiotti *et al*., 2008; Andriulo *et al*., 2008). Además, las secuencias de cultivo con alta frecuencia de soja son ineficientes en la captura de otros recursos como la radiación y/o el agua debido a que el suelo permanece con largos períodos de barbecho (Caviglia & Andrade, 2010). Estos períodos sin cultivos y con baja cobertura de residuos en superficie contribuyen a tener pérdidas de agua por escurrimiento y en consecuencia a agudizar el desbalance de nutrientes y constituir potencial fuente de contaminación de sistemas acuáticos.

La investigación de la dinámica de nutrientes y de fracciones contaminantes en los ecosistemas bajo producción agrícola es compleja, a través de un dispositivo experimental como las parcelas de escurrimiento se obtiene información extrapolable a lotes con escorrentía laminar, pero sus dimensiones y su longitud impiden la evaluación de otros procesos como el encauzamiento en surcos o cárcavas. En este sentido, es necesario profundizar los estudios y explorar otras variables a escala de cuenca.

CONCLUSIONES

Este trabajo aporta datos medidos durante seis años del efecto de la práctica de rotación de cultivos sobre la dinámica del agua y los nutrientes N y P. El monocultivo de soja, aun con implantación de CC durante el invierno, duplica la perdida de agua por escurrimiento respecto a la rotación M-T/S.

Además del impacto sobre la producción y la conservación del suelo, incrementos en los volúmenes escurridos generan arrastre de N y P que pueden alterar la calidad de cursos de agua superficiales. En consecuencia, la implementación de secuencias de cultivos más diversificadas puede mitigar impactos ambientales por el uso agropecuario.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se llevó a cabo en el marco de los Proyectos PNNAT 1128041, PNNAT 1128043, PNSUELO 1134023 y PRET ERIO 102. Agradecemos la colaboración al personal técnico y de apoyo del Grupo de Recursos Naturales de la EEA Paraná INTA.

BIBLIOGRAFÍA

- Alvarez, R. 2001. Estimation of carbon losses by cultivation from soils of the Argentine Pampa using the Century model. Soil Use Manage 17:62–66.
- Andriulo, AE; MC Sasal; AB Irizar; SB Restovich & F Rimatori. 2008. Efecto de diferentes sistemas de labranza, secuencias de cultivo y de la fertilización nitrogenada sobre los stocks de C y N edáficos. En Galantini JA (ed.). Estudio de las fracciones orgánicas en suelos de Argentina. Pp. 117-129. Asociación Argentina de la Ciencia de Suelo.
- Barbagelata, PA & RJM Melchiori. 2007. Balance de nutrientes en campos agrícolas de la provincia de Entre Ríos. En Caviglia OP; OF Paparotti & MC Sasal (eds.). Agricultura Sustentable en Entre Ríos. Pp. 89-94. Ediciones INTA. 230p.
- Caviglia, OP & Andrade FH. 2010. Sustainable Intensification of Agriculture in the Argentinean Pampas: Capture and Use Efficiency of Environmental Resources. Am. J. Plant Sci. Biotec. 3:1-8.
- Darder, ML; AC Caprile & L Milesi Delaye. 2016. Contaminación en agroecosistemas, estudio de caso de la cuenca del arroyo Pergamino, Parte 2 “Escurrimiento y Plaguicidas”. RTA 10 (30): 57-61
- Domzał, H; J Glinski & J Lipiec. 1991. Soil compaction research in Poland. En: C Van Ouwerkerk (ed.). Soil Compaction and Plant Productivity. Pp. 99–109. Elsevier. Amsterdam, the Netherlands.
- Hart, MR; BF Quin & ML Nguyen. 2004. Phosphorus Runoff from Agricultural Land and Direct Fertilizer Effects . J. Environ. Qual. 33:1954-1972.
- Ledesma, JG & OF Paparotti. 1990. Determinación de la erosionabilidad (k de la ecuación universal de pérdidas de suelo) con lluvia simulada para la serie Tezanos Pinto. INTA EEA Paraná. informe técnico de beca.
- Marchetti, R & N Verna. 1992. Quantification of the phosphorus and nitrogen loads in the minor rivers of the Emilia-Romagna coast (Italy): A methodological study on the use of theoretical coefficients in calculating the loads. Intern. Confer. on Marine Coastal Eutrophication. Bologna, 21-24 Marzo 1990. Sci. Total Environ. Suppl.: 315-336.

- Matson, PA; WJ Parton; AG Power & MJ Swift. 1997. Agricultural Intensification and Ecosystem Properties. Science. 277: 504-508.
- Nani, LA & OF Paparotti. 1993. Determinación de las pérdidas de suelo y agua en parcelas con diferentes cultivos, prácticas de manejo y longitud de pendiente. Informe Plan de trabajo 551010. INTA – EEA Paraná.
- Plan mapa de suelos, Convenio INTA-Gobierno de Entre Ríos. 1998. Carta de Suelos de la República Argentina. Departamento Paraná, Provincia de Entre Ríos. Memoria Técnica, un Mapa de suelos a escala aprox. 1:100.000 y 14 mapas temáticos a color. EEA Paraná, Serie Relevamiento de Recursos Naturales Nº 17 (ISSN-0325-9099). 114 pp.
- Portela, S; A Andriulo; MC Sasal; B Mary & E Jobbágy. 2006. Fertilizer vs. organic matter contribution to nitrogen leaching in cropping systems of the pampas: 15N applications in field lysimiters. Plant Soil. 289:265-277.
- Rojas, AEC & AA Conde. 1985. Estimación del factor "R" de la ecuación universal de pérdidas de suelo para el centro-este de la República Argentina. Ciencia del Suelo. 3 (1-2):85-94.
- Rojas, AEC & JH Saluso. 1993. Probabilidades de ocurrencia del factor "R" de la ecuación universal de pérdidas de suelo. Ciencia del Suelo. 10- 11:42-45.
- Salvagiotti, F; KG Cassman; JE Specht; DT Walters; A Weiss & A Dobermann. 2008. Nitrogen uptake, fixation and response to fertilizer N in soybeans: a review. Field Crops Res 108:1–13.
- Sasal, MC; I Demonte; A. Cislaghi; EA Gabioud; JD Oszust; MG Wilson; N Michlig; HR Beldomenico & MR Repetti. 2015. Glyphosate loss by runoff and its relationship with phosphorous fertilization. J. Agric. Food Chem. 63 (18): 4444-4448
- Sasal, MC; H Boizard; A Andriulo; M Wilson & J Léonard. 2017. Platy structure development under no-tillage in the northern humid Pampas of Argentina and its impact on runoff. Soil & Tillage Research. 173: 33 - 41.
- Satorre, EH. 2005. Cambios Tecnológicos en la Agricultura Actual. Ciencia Hoy 15: 24-31.
- Studdert, GA & HE Echeverría. 2000. Crop rotations and nitrogen fertilization to manage soil organic carbon dynamics. Soil Sci. Soc. Am. J. 64:1496-1503.
- Subsecretaria de Recursos Hídricos de la Nación. 2003. Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua Ambiente. 24p.

C6P33. PRESENCIA DE PLOMO EN SUELOS DE USO GANADERO EN ABRA PAMPA, JUJUY

Torres, Carlos G.[1]; Diez Yarade, Laura G.[1 y 2]; Fernández, Gabriela S. [1 y 2] y Torres, Pablo N.[3]

[1]Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Jujuy. Alberdi 47. 4600 San Salvador de Jujuy. Argentina. [2] INTA AER Perico. Los Lapachos esq. Los Paraísos. Perico Jujuy. [3] Becario CIN. ctorres@fca.unju.edu.ar

RESUMEN

La Puna es una vasta región que ocupa casi el 60% de la superficie de la provincia de Jujuy, es donde se ubican los principales yacimientos mineros y tiene la mayor cantidad de cabezas de ganado de la provincia, que mayormente se producen en pasturas naturales. Durante casi 30 años en Abra Pampa, operó la fundidora de plomo Metal Huasi, dejando a su cierre, una estiba de 15 a 20 mil toneladas de desechos en el centro del pueblo y que en 2009 fue retirada a un vertedero fuera del ejido urbano. A pesar de ello, los residentes continúan soportando el legado de la contaminación por plomo aún después del cierre de Metal Huasi. En 2006 se reveló que el 81% de los 234 niños de entre 6 y 12 años tenían niveles de plomo en la sangre mayores de 5 µg/dL. El objetivo del presente trabajo es determinar la presencia de plomo en suelos utilizados para pastaje de ovinos y camélidos en el sector ENE y ESE desde donde se ubica Abra Pampa, tomando en cuenta la dirección dominante de los vientos, asumiendo que este es el agente dispersante de partículas transportados desde donde se ubicaba la estiba con plomo residual hasta los campos de pastoreo. Las muestras de suelo fueron tomadas de forma aleatoria dentro de predios alambrados y en campo abierto, a una profundidad de 10 cm, en cantidad de 1,5 kg, y analizadas mediante fotometría de absorción atómica, resultando contenidos variables y por debajo de los límites recomendados por la normativa provincial, pero es importante destacar que una de las muestra presenta concentraciones cercanos al valor máximo de referencia (350 $\mu g.kg^{-1}$), por lo que necesario intensificar los muestreos.

Palabras clave: plomo en suelos, degradación, sostenibilidad

INTRODUCCIÓN

La Puna es una vasta región que ocupa casi el 60% de la superficie de la provincia de Jujuy, es donde se ubican los principales yacimientos mineros y tiene la mayor cantidad de cabezas de ganado de la provincia, casi 700.000 cabezas de ovinos, caprinos, camélidos, bovinos, equinos, asnales (Cruzate, *et al.*, 2005). Esta producción se realiza en pasturas naturales y en muy pequeños predios con pasturas introducidas. La producción ganadera es considerada como uno de los mayores usuarios antropogénicos de la tierra, es decir con mayores impactos ambientales (Herrero, 2014). Consecuencia de ello, los cambios en la composición florística y el deterioro de los suelos en la puna jujeña, se tiene como uno de los factores principales a la presión de carga animal sobre el ecosistema, que es lo que está provocando un desequilibrio ambiental con áreas en procesos de desertificación (Braun Wilke y Pichetti, 1999).

El suelo recibe el impacto de las acciones antrópicas vinculadas a la producción agropecuaria, industrial, a la minería y a los residuos originados en centros urbanos, aunque es conocido también que entre sus funciones ecológicas, el suelo tiene capacidad depuradora, que depende de determinadas características como la actividad biológica, contenidos de materia orgánica y arcillas, elementos éstos que influyen directamente en la capacidad de intercambio catiónico. Pero por muy favorable que sean estas condiciones, la capacidad depuradora no es ilimitada, por lo que no puede asimilar, inmovilizar, inactivar y degradar los contaminantes que recibe, por lo cual, en un determinado momento, cuando se superan los umbrales críticos, puede transferir los contaminantes a otros medios e incorporarlos a las cadenas tróficas (Heredia & Fernández Cirelli, 2008).

La contaminación del suelo constituye uno de los aspectos más problemáticos en lo que consideramos como degradación del suelo, por lo que la calidad del suelo, es decir su capacidad para desarrollar una serie de funciones, puede verse afectada negativamente por la contaminación. Aceptamos como contaminación del suelo, al incremento de la concentración de una sustancia que produce efectos desfavorables que se traducen en una pérdida de aptitud para el uso o que lo hacen no utilizable, a menos que se lo someta a tratamientos previos de remediación (Giuffré *et al.*, 2008).

La actividad extractiva y procesadoras de minerales en todo el mundo ocasiona problemas de contaminación de aire, agua y suelos que son causas de permanentes demandas sociales, movilizaciones y puebladas, que dejan en claro el crecimiento de la demanda social por un ambiente sano. Nuestro país no es ajeno a estas situaciones donde vecinos auto convocados bajo consignas como “no a la minería” en Trelew, Chubut, o “el Famatina no se toca” en Chilecito, La Rioja, han impedido la instalación de proyectos mineros de envergadura. No obstante y pesar de varios casos localizados de

problemas de contaminación minera como Jáchal, en la provincia de San Juan o Ranchillos, en Tucumán, la actividad minera en nuestro país está promocionada y legitimada como política de desarrollo nacional (Mamani & Altamirano, 2017).

La planta fundidora de plomo Metal Huasi operó en el centro del pueblo de Abra Pampa por casi 30 años antes de cerrar definitivamente a finales de los años ochenta. Cuando Metal Huasi cesó sus operaciones, dejó una estiba de 15 a 20 mil toneladas de desecho en el sitio de la ex fundidora en el centro del pueblo (Figura 2) y que en 2009 fue retirada a un vertedero fuera del ejido urbano. A pesar de ello la población de Abra Pampa se ha visto afectada por la presencia de plomo y metales pesados de la desde que abrió Metal Huasi y estuvo funcionando. Los residentes continúan soportando el legado de la contaminación por plomo aún después del cierre de Metal Huasi. En 2006 el Grupo de Investigación de Química Aplicada (INQA) de la Universidad Nacional de Jujuy reveló que el 81% de los 234 niños de entre 6 y 12 años tenían niveles de plomo en la sangre mayores de 5 µg/dL, el punto en que empezaban los efectos médicos adversos, lo cual muestra una violación del derecho a la salud de los residentes de Abra Pampa (Dulitzky *et al.*, 2008).

Los depósitos de residuos mineros e instalaciones en estado de abandono, sin ningún tipo de rehabilitación/remediación, o donde ésta ha sido incompleta o negligente son conocidos en Iberoamérica como "pasivos ambientales mineros". La Asociación de Servicios de Geología y Minería de Iberoamérica (ASGMI), define a los pasivos ambientales mineros, como aquellos elementos tales como instalaciones, edificaciones, superficies afectadas por vertidos, depósitos de residuos mineros, tramos de cauces perturbados, áreas de talleres, parques de maquinaria o parques de mineral que, constituyen un riesgo potencial permanente para la salud y seguridad de la población, para la biodiversidad y para el medio ambiente (Arranz González, 2015).

La producción de carne, cueros, lanas y fibras de ovinos, caprinos, bovinos y camélidos, son utilizados para abastecimiento del mercado local y provincial. El objetivo del presente trabajo es determinar la presencia de plomo en suelos utilizados para pastaje de ovinos y camélidos en el sector ENE y ESE desde donde se ubica Abra Pampa, tomando en cuenta la dirección dominante de los vientos, asumiendo que este es el agente dispersante de partículas transportados desde donde se ubicaba la estiba con plomo residual hasta los campos de pastoreo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ubicación

La localidad de Abra Pampa (22°43S; 65°41W) es cabecera del Departamento Cochinoca en la provincia de Jujuy y se encuentra ubicada en la cuenca media del Río Miraflores que desemboca en la laguna de Guayatayoc – Salinas Grandes. Cuenta con una población de 7.496 habitantes en el área urbana y 9.425 habitantes en total (INDEC, 2001).

Clima

Las condiciones climáticas son propias de la altiplanicie conocida como Puna. Esta localidad, llamada también "la Siberia Argentina" se encuentra a 3.484 msnm, presentando una precipitación media anual de 248 mm (Bianchi, 1992), la temperatura media anual es de 12°C (Buitrago, 1999) con una amplitud térmica que puede llegar a los 30°C entre el día y la noche; respecto a los vientos, los de mayor frecuencia (N) ocurren desde el Este, y le siguen los del Norte, Sud y Oeste (E 193; N 170; S 142 y W 118). Respecto a la velocidad media (VM) medida en m.seg $^{-1}$ los del Oeste son los de mayor VM, siguiéndole los vientos del Norte y menores los del Este y Sud respectivamente (W: 14; N: 10; E: 8; S: 7) (Braun Wilke *et al.*, 2013).

Suelos

El área donde se iniciaron los muestreos de suelos, corresponde al sector E NE y N, tomando como referencia la localidad de Abra Pampa. Se corresponde con pediplanos extensos ubicados entre el piedemonte y aluviones actuales, disectados por cauces o desagües. La pendiente es de hasta 5% con deposiciones eólicas en los interfluvios. El paisaje es estabilizado. Son suelos de bajo grado de desarrollo por las condiciones ambientales, con secuencia de horizontes A_1; C_1; C_2; algo excesivamente drenados, estructura masiva y aptitud de uso ganadero. Corresponden a la Serie Puesto del Marquez, (Rocca *et al.*, l984). Los suelos se encuentran afectados por proceso erosivos eólicos en mayor medida, con deposiciones de arena en espesores variables y formación de dunas, encontrando áreas con grados de severo a grave en sectores adosados al río Tabladitas (Torres *et al.*, 2015), que recorre de Este a Oeste el área de muestreo (Figura 1).



Figura 1: Paisaje del área de estudio

Muestreo

Es importante destacar que se ha tomado al viento, como el agente dispersor del Pb en el sector muestreado, que se mantuvo acumulado en la estiba de la ex fundidora Metal Huasi, por más de 20 años, expuesto a la acción del agua y del viento. Analizando frecuencia y velocidad media de los vientos, se infiere que en el sector NE deberían encontrarse suelos con uso actual ganadero, con presencia de Pb.

Las muestras de suelo fueron tomadas de forma aleatoria dentro de predios alambrados y en campo abierto, a una profundidad de 10 cm, en cantidad de 1,5 kg y acondicionadas para su traslado al laboratorio, donde fueron divididas en partes iguales para análisis de parámetros fisicoquímicos convencionales de suelos y para la determinación de Pb. Este elemento químico contaminante, fue determinado por absorción atómica. En la Figura 2, se indica la ubicación del área urbana, la estiba de la ex fundidora y la zona de muestreo de suelos.



Figura 2: Ubicación del área urbana, la fundidora y zona de muestreo de suelos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados analíticos de las muestras de suelos, se presentan en la Tabla 1, donde se pueden observar aspectos sobresalientes de las características edáficas de los suelos bajo estudio. Los horizontes superficiales presentan matriz arenosa, coincidente con las deposiciones del material transportado por el viento; la presencia de coloides tanto mineral como orgánico son extremadamente bajos, salvo la Muestra 5 que fue tomada cerca del margen derecho del río Miraflores, evidenciado una influencia del rio en el transporte y deposición del material arcilloso.

Tabla 1: Análisis Granulométrico, Nutrientes disponibles, Conductividad Eléctrica y pH en muestras de suelos del sector NE de Abra Pampa.

	Muestra 1	**Muestra 2**	**Muestra 3**	**Muestra 4**	**Muestra 5**	**Muestra 6**
Profund. cm	0 -10	0 -10	0 -10	0 -10	0 -10	0 -10
Arcilla %	0	0	5,00	0	27,50	0
Limo %	2,50	2,50	7,50	2,50	25,00	2,50
Arena %	97,50	97,50	87,50	97,50	47,50	97,50
Clase USDA	A	A	A	A	FaA	A
pH H_2O 1:2,5	6,95	6,76	6,84	7,17	7,35	7,56
Mat. Org. %	0,19	0,23	0,71	0,11	6,23	1,65
C org %	0,11	0,13	0,41	0,07	3,62	0,96
Nitróg. total %	0	0	0’05	0	0,3	0,11
P extr. mg.kg^{-1}	5	12	15	14	38	25
K disp. mg.kg^{-1}	27	59	187	94	764	445
CE dS.m^{-1}	0,162	0,164	0,200	0,132	1,229	0,593
pH	6,72	6,54	6,63	6,95	7,12	7,33

Las muestras tomadas en los campos de uso ganadero, evidencian presencia de Plomo en cantidades variables, después de unos 9 años que se retiró la estiba con residuos del proceso industrial, del sitio donde se ubicó mientras la fundidora estuvo en actividad y luego de la actividad por casi 30 años. En la Tabla 2, se muestran los resultados de los análisis de las muestras de suelo, determinados mediante espectrometría de absorción atómica.

Tabla 2: Contenido de Plomo en Muestras de Suelos.

Muestras	Plomo en µg.kg^{-1}
1	0
2	340
3	90
4	150
5	130
6	0

De la Tabla 2, se observa que las muestras que se ubican en el cardinal Este, respecto a la localización de la estiba, es donde se encuentran mayores contenidos de plomo en suelo, coincidente con la dirección de vientos que presentan una mayor velocidad media.

CONCLUSIONES

Se detectó la presencia de Plomo en suelos de uso ganadero de los campos de pastoreo aledaños a la localidad de Abra Pampa, en el sector E y NE, respecto al centro urbano, donde se ubicaba la estiba con residuos de plomo de la ex fundidora Metal Huasi.

Si bien los contenidos de plomo detectados en esta oportunidad, se encuentran en general por debajo de los límites recomendados por la normativa provincial, es importante destacar que una de las muestra presenta concentraciones cercanos al valor máximo de referencia (350 $\mu g.kg^{-1}$).

La intensificación de muestreos permitirá un conocimiento más acabado y preciso, para efectuar recomendaciones tendientes a remediación de los suelos, o un manejo apropiado de la ganadería local.

AGRADECIMIENTOS

A la Secretaría de Ciencia y Técnica y Estudios Regionales (SeCTER), de la Universidad Nacional de Jujuy por el financiamiento y apoyo logístico.

BIBLIOGRAFÍA

- Arranz González, JL. 2015. La remediación y rehabilitación. Área de Recursos Energéticos y Sostenibilidad Minera. Instituto Geológico y Minero de España. Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo. Boletín N° 27. Simposio Nacional sobre Contaminación y remediación de Suelos. Santiago de Chile.
- Braun Wilke, R; E Santos; LP Pichetti; M Larrán; G Guzman; C Colarich; C Casoli. 2013. Carta de Aptitud Ambiental de la Provincia de Jujuy. 2 da Edición. Editorial Universidad Nacional de Jujuy. San Salvador de Jujuy.
- Braun Wilke, R & LPE Pichetti. 1999. Deterioro de los Recursos Naturales en la Puna de Jujuy – Argentina. Agraria. Revista Científica de la Facultad de Ciencias Agrarias. Universidad Nacional de Jujuy. Vol I Nº 4.
- Buitrago, LG 1999. El Clima de la Provincia de Jujuy. Cátedra de Climatología y Fenología Agrícola. Facultad de Ciencias Agrarias. San Salvador de Jujuy. II Edición. EdiUNJu.
- Cruzate, G & JL Panigtti. 2005. Suelos y Ambientes de la República Argentina. CD. Ediciones INTA. Buenos Aires.
- Dulitzky, A; D Nasr; E Spangenberg; M Vail; C Willett; M Wooten. 2008. Abra Pampa: pueblo contaminado, pueblo olvidado. Clínica de Derechos Humanos. Facultad de Derecho. Universidad de Texas, Austin.
- Giuffré, L. 2008. Agrosistemas: impacto ambiental y sustentabilidad. 1ra Edición. Editorial Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires.
- Heredia, O & A Fernández Cirelli. 2008. Importancia de las propiedades de los suelos en la determinación del riesgo de contaminación de acuíferos. Ciencia del Suelo 26 (2): 131-140.
- Herrero, MA; S Gil; G Revuelto; G Sardi. 2014. La producción animal y el ambiente. BMPress. 1° Edición. Buenos Aires.
- Mamani, V & F Altamirano. 2017. Suelos contaminados con plomo: una propuesta de biorremediacion. V Jornadas sobre Ciencias del Suelo para Estudiantes y Jóvenes Profesionales. San Salvador de Jujuy.
- Rocca, EO; LG Buitrago; EE Santos. 1983. Estudios de Suelos de la Puna Jujeña. 1ra Parte. Universidad Nacional de Jujuy. Proyecto Especial Multinacional OEA/065.
- Torres, CG; GS Fernandez; HE Lamas. 1998. Erosión actual de los suelos agrícolas de la provincial de Jujuy. Revista *Agraria*. Vol I N° 3. Revista Científica de la Facultad de Ciencias Agrarias. UNJu. Pág 67-74. ISNN 0328-8080.

C6P34. EFECTOS DE GLIFOSATO SOBRE *EISENIA FETIDA* EN UN SUELO DE ENTRE RÍOS

Turín, Brenda[1]; Hernández, Juan Pablo; Cerana, Jorge y Lallana, María del Carmen.

[1]Becaria CIN. Estímulo a las Vocaciones Científicas. Consejo Interuniversitario Nacional. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos, Ruta Provincial Nº 11 Kilómetro 10,5. Oro Verde, Entre Ríos, Argentina.
renda_turin@yahoo.com.ar

RESUMEN

El incremento de la superficie sembrada bajo el sistema de siembra directa, con soja resistente al herbicida glifosato (RR) ha hecho que se aumente de manera exponencial el uso de este herbicida para el control de malezas. Con el fin de detectar posibles efectos del mismo en organismos del suelo, se realizaron bioensayos de toxicidad con *Eisenia fetida*, cuantificando letalidad y subletalidad, ante exposición en papel filtro y suelo de este herbicida. En el primer caso se observó bajo porcentaje de letalidad y una significativa pérdida de peso ante incrementos de las dosis, lo que no se aplicó para el caso del suelo, ya que en el mismo no se detectaron efectos negativos, lo que podría ser explicado por el efecto de adsorción y desorción que tiene el herbicida en los coloides del suelo.

Palabras claves: bioensayo; glifosato; *Eisenia fetida*

INTRODUCCIÓN

En los últimos 20 años, Argentina experimentó enormes transformaciones, relegando la actividad ganadera y extendiendo la superficie agrícola. Este cambio se concentró en la soja, que se convirtió en el cultivo dominante en amplias zonas. Con el fin de mantener el suelo cubierto con residuos vegetales durante la siembra y así reducir la erosión causada por el agua se difundió la siembra directa, combinada con herbicidas para el control de las malezas. La aparición de variedades de soja resistente a glifosato contribuyó a extender el cultivo a zonas con tierras difíciles de laborear como en los suelos Vertisoles de Entre Ríos. Actualmente, el 95% del área sembrada es del tipo RR, que debido a su eficiente control, ha permitido una gran reducción de los costos de producción. (Satorre, 2005). El efecto de los plaguicidas sobre las lombrices es variable, algunos tienen un efecto letal y poca o ninguna toxicidad sobre ellas. (Yolmar Ríos, 2012). En un estudio realizado en Colonia Ensayo, Entre Ríos, se determinó que la presencia de residuos de glifosato y su metabolito AMPA encontrados bajo un sistema agrícola afecta la abundancia de lombrices de tierra, por lo que estas pueden ser utilizadas como indicadores de evaluación de la sustentabilidad y perturbación del suelo. (Masin, *et. al*., 2015).

En un ensayo realizado en suelos de Santa Fe y Entre Ríos, se comprobó la importancia del fenómeno de adsorción-desorción del herbicida glifosato. Luego de una aplicación al suelo, la recuperación de un valor reducido indica que gran parte se adsorbe por partículas sólidas (Maitre *et. al.*, 2008).

Lallana, M. del C y Foti, N, realizaron un ensayo de germinación de lechuga sobre suelo y rastrojo de soja, con aplicaciones sucesivas de glifosato, en lotes de Entre Ríos y encontraron una mayor reducción del crecimiento radical de lechuga sobre rastrojo que en el suelo, quedando un bajo efecto residual en este último (Anglada *et.al*., 2017).

El objetivo de este trabajo fue detectar efectos de letalidad y subletalidad del herbicida glifosato sobre *Eisenia fetida*, en un suelo característico de Entre Ríos.

MATERIALES Y MÉTODOS

1. Organismos Utilizados en el Bioensayo

Organizaciones de estandarización internacionales han seleccionado las lombrices *Eisenia fetida* y *Eisenia andrei* como organismos apropiados para el monitoreo de ecosistemas terrestres (OECD 1984, ISO 11268-1 1993, OECD 2004). Para cumplir con los objetivos del presente trabajo, se consideró de importancia contar con individuos confiables en cuanto a su homogeneidad y capacidad de respuesta. Para la ejecución del bioensayo se emplearon lombrices de la especie *E. fetida*, criadas en el lombricario instalado en la facultad (FCA – UNER), dichos individuos fueron traídos de la Estación Experimental de INTA Paraná, dándole sus respectivos cuidados como humedad, temperatura y alimentación.

2. Plaguicidas Empleados

El glifosato utilizado, equivalente ácido 48%, (Sal dimetilamina de N-fosfonometilglicina): es un herbicida para el control post-emergente de la mayoría de las malezas anuales y perennes. De acción sistémica, es absorbido por hojas y tallos tiernos y se trasloca hacia las raíces y partes subterráneas de los vegetales, ocasionando la muerte de las plantas emergidas.

3. Bioensayos de Exposición

3.1 Exposición en papel

Se desarrolló una metodología por adaptación de la Norma OECD 207 (1984). Se estudiaron cinco concentraciones y un control (Tabla 1), donde cada uno estuvo representado por 10 recipientes de plástico de 250 cc, con papel de filtro de 40 cm^2. En cada uno se colocó un ejemplar adulto clitelado de *E. fetida* durante 72 horas de exposición, colocándose una tapa previamente agujereada, de modo tal que permita el intercambio de oxígeno. En paralelo se realizó el control, con papel de filtro humedecido con agua.

Se utilizó para las diluciones y blancos agua destilada en equipo de osmosis inversa.

Para hacer más exacta la preparación de las dosis y la aplicación de las mismas se utilizó una micropipeta, preparando en una concentración equivalente a 100 litros de caldo por hectárea.

Las concentraciones fueron preparadas en cantidades equivalentes a litros por hectárea, simulando lo que aplicaría una pulverizadora terrestre. En tabla 1 se encuentran las dosis empleadas en el ensayo con papel.

Tabla 1: Concentraciones de glifosato para aplicación con micropipeta en papel filtro.

Concentraciones preparadas (lt/ha)
Testigo (0) – 3 – 4,5 – 6 – 7,5 – 9

3.2 Exposición en suelo

Se extrajeron muestras pertenecientes al área natural protegida de la Escuela Normal Rural Juan Bautista Alberdi, de la localidad de Oro Verde Entre Ríos (Tabla 2). El suelo fue clasificado como Argiudol ácuico (Serie Oro Verde) (Plan Mapa de Suelos).

Las muestras de suelo, fueron secadas y posteriormente molidas con mortero y pasadas por un tamiz de 2 mm. Se distribuyeron en 60 recipientes de 40cm^2 a razón de 50 g de suelo por contenedor. Luego se agregó agua destilada, de forma tal de obtener el valor de humedad de suelo a capacidad de campo, de acuerdo a los valores obtenidos con la olla de Richards a 0,3 atm.

Se siguió la metodología adaptada a las normas OECD que han sido redactadas para la evaluación de sustancias químicas en lombrices *E. fetida / E. andrei* (OECD 1984 y OECD 2004) que han sido desarrolladas para países de climas templados, reemplazando el sustrato artificial por el suelo testigo.

Las lombrices se dispusieron en los recipientes según las diferentes concentraciones de glifosato que se aplicaron a la muestra de suelo (Tabla 3), en un período de exposición de 14 días.

Al momento de iniciar el ensayo, el contenido de humedad se ajustó al 60 % de capacidad de campo. El contenido de humedad del suelo se mantuvo constante mediante el agregado de agua destilada. Las lombrices seleccionadas adultas y cliteladas, se aclimataron previo al ensayo, durante 3 días en el suelo testigo.

Tabla 2: Análisis de suelo (Laboratorio de Suelo FCA UNER) utilizado en el bioensayo

Determinación	**Resultados**	**Valoración agronómica**
ph en agua (1:2,5) – Potenciometría	6,45	Adecuado
Carbono Orgánico (Walkley y Black)	2,79 %	Muy Bien provisto
Materia Orgánica	4,81 %	Muy Bien provisto
Nitrógeno Total (Kjeldahl)	0,277 %	Muy Bien provisto
Relación Carbono:Nitrógeno	10,1	Normal
Fósforo disponible (Bray y Kurtz I)	73,5 mg/kg	Muy Bien provisto
Capacidad Intercambio Catiónico (CIC) (Acetato amonio 1 N ph:7)	30,4 cmol(+)/kg	Alta
Potasio Intercambiable (Fotometría Llama)	1,543 cmol(+)/kg	Muy Bien provisto a excesivo
Potasio disponible	603,22 mg/kg	Muy Bien provisto a excesivo
Saturación Potásica	5,1 %	Adecuada
Calcio Intercambiable (Complejometría)	18,7 cmol(+)/kg	Muy Bien provisto a excesivo
Calcio disponible	3747,5 mg/kg	Muy Bien provisto a excesivo
Saturación Cálcica	61,4 %	Baja
Magnesio Intercambiable (Complejometría)	4,1 cmol(+)/kg	Muy Bien provisto a excesivo
Magnesio disponible	498,6 mg/kg	Muy Bien provisto a excesivo
Saturación Magnésica	13,5 %	Adecuada
Sodio Intercambiable (Fotometría Llama)	0,653 cmol(+)/kg	Baja
Saturación Sódica (PSI)	2,1 %	Baja
Saturación Básica	82,1 %	Optima
Relación K/Mg	0,4	Normal
Relación Ca/Mg	4,56	Normal

La clase textural para este suelo se determinó como franco-arcillo-limoso, con un contenido de 27,6% de Arcilla, 67,9% de Limo y 4,5% de Arena.

Se realizaron dos ensayos de exposición en suelo con dosis crecientes (tabla 3) utilizando micropipeta para la aplicación y llevando la dosis a un equivalente a 100 litros que es lo que actualmente se utiliza en lotes agrícolas de la zona, con pulverización terrestre. Se realiza un blanco utilizando sólo agua destilada (Testigo).

Tabla 3: Concentraciones utilizadas para el ensayo en suelo

Concentraciones preparadas (lt/ha)	
Primer ensayo (Dosis Bajas)	0 (Testigo) – 7,5 – 9 – 10,5 – 12 – 13,5
Segundo ensayo (Dosis Altas)	0 (Testigo) – 15 – 25 – 35 – 45 – 55

4. Procesamiento de datos

El procesamiento de datos se utilizó el programa Infostat versión estudiantil. La variable diferencia de peso se analizó a través de un análisis de la varianza de una vía (DCA), previa verificación de los supuestos de normalidad y homocedasticidad de errores. Para el análisis de la varianza se utilizó el test LSD de Fisher y también se realizó una regresión lineal de los datos obtenidos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como se observa en la tabla 4, el efecto de letalidad sólo se cuantificó en un individuo, presentando el resto una pérdida de peso (figura 1), la diferencia de peso (peso final – peso inicial) al aumentar la dosis fue mayor.

Tabla 4: Pérdida de peso y letalidad ante diferentes dosis en papel filtro

Dosis (lt/ha)	Medias pérdida de peso (mgr)	Medias pérdidas de peso (%)	Efecto de letalidad sobre las lombrices (% de lombrices muertas)	n	E.E.	
4,5	-157,15	- 36,39	-	10	15,35	A
6	-135,65	- 32,44	-	10	15,35	AB
7,5	-96,74	- 28,80	-	10	15,35	BC
9	-95,71	- 24,96	10%	10	15,35	BC
3	-93,64	- 22,01	-	10	15,35	BC
0	-72,5	- 15,24	-	10	15,35	C

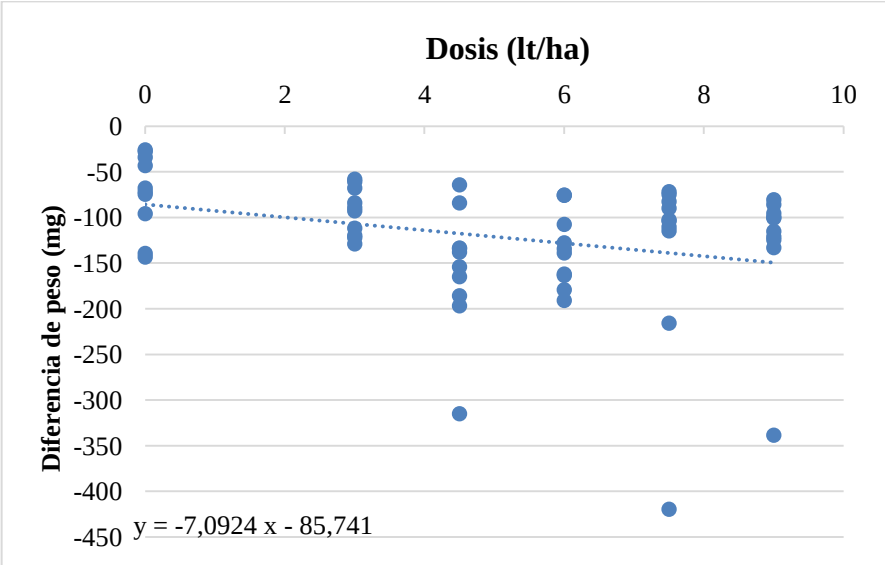


Figura 1: Diferencia de peso (mg) según dosis en papel filtro

En cuanto a los ensayos de toxicidad aguda en lombrices empleando suelo para evaluar posibles indicadores de toxicidad ante diferentes dosis de glifosato. Se expusieron lombrices a suelo, impregnado con diferentes concentraciones de glifosato de uso agrícola, según lo descripto en Materiales y Métodos, donde se evaluó el porcentaje de mortalidad y la pérdida de peso para cada concentración. En la tabla 5 se muestran los resultados obtenidos.

Tabla 5: Análisis estadísticos de efectos de pérdida de peso con diferentes dosis de glifosato en suelo

Dosis (lt/ha)	Medias de pérdida de peso (mg)	n	E.E.	
10,50	30,03	10	9,44	A
12,00	34,26	10	9,44	A
13,50	37,34	10	9,44	A
0,00	37,95	10	9,44	A
9,00	38,30	10	9,44	A
7,50	56,02	10	9,44	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

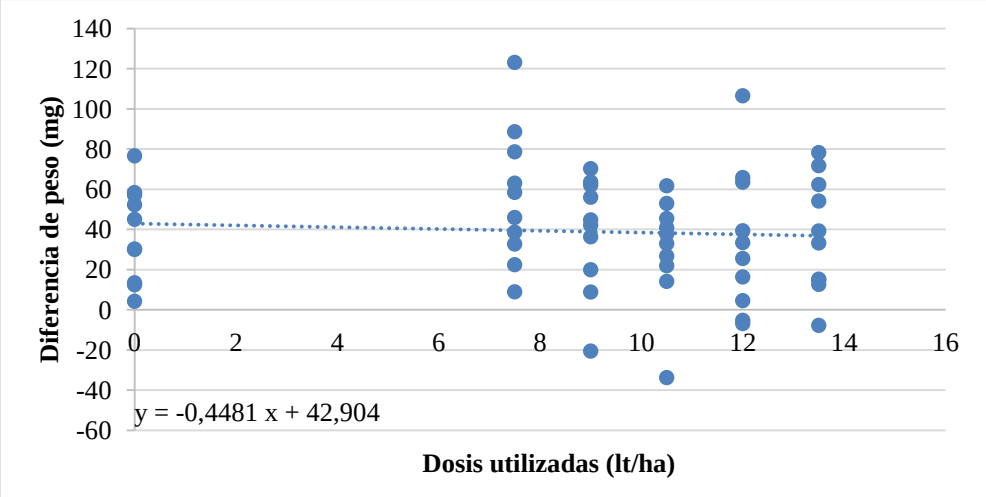


Figura 2: Diferencia de peso (mg) según dosis en suelo

Al observar un efecto de pérdida de peso significativo ni muerte en las lombrices con dosis bajas, se utilizaron dosis más elevadas en el ensayo en suelo.

Tabla 6: Análisis estadísticos de efectos de pérdida de peso con diferentes dosis de glifosato en suelo

Dosis (lt/ha)	Medias de pérdida de peso (mg)	n	E.E.	
45,00	71,33	10	9,22	A
15,00	73,52	10	9,22	A
35,00	73,57	10	9,22	A
0,00	75,33	10	9,22	A
55,00	80,62	10	9,22	A
25,00	81,43	10	9,22	A

Medias con una letra común no son significativamente diferentes (p > 0,05)

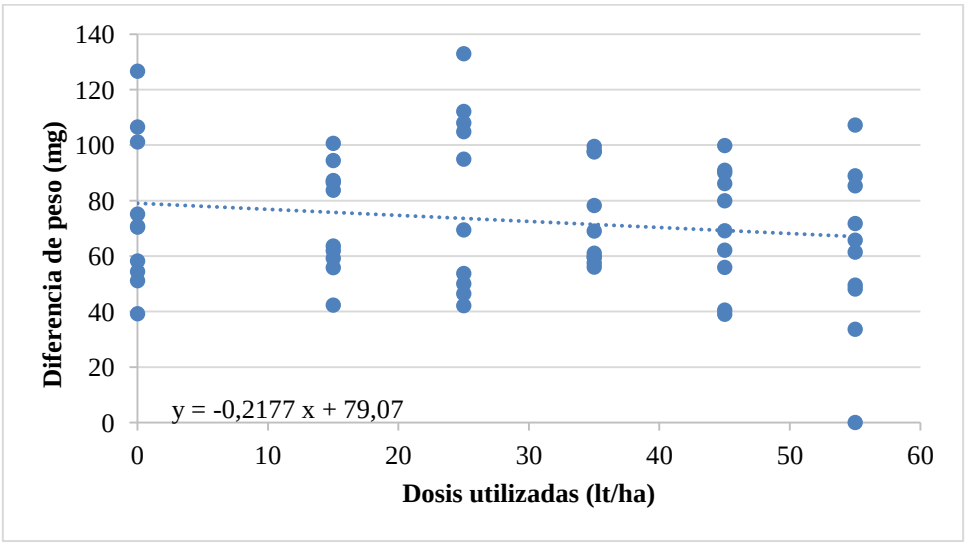


Figura 3: Diferencia de peso (mg) según dosis en suelo

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en papel, con exposición directa, manifiestan el efecto subletal del glifosato, reflejándose en una pérdida de peso de los ejemplares al incrementarse las dosis de glifosato utilizadas.

En cuanto a la exposición de *Eisenia fetida* en suelo, no se identifican diferencias significativas en cuanto al crecimiento de los ejemplares expuestos a altas dosis de glifosato. Observándose un efecto buffer del suelo sobre la toxicidad del herbicida sobre los individuos. El suelo utilizado, de acuerdo a los análisis, posee un alto valor de Capacidad de Intercambio Catiónico, lo que puede favorecer la adsorción de la molécula del herbicida, sumado a los altos contenido de arcilla.

AGRADECIMIENTOS

Zamero, M.; Befani, R.; Schenfeld, M. del laboratorio de suelo de la Facultad de Ciencias Agropecuarias. UNER. Masin, C. de INTEC, Santa Fe.

BIBLIOGRAFÍA

- Anglada, M.M.; Cerana, J.A; Elizalde, J.H.I; Hernández, J.P.; Masin, C.E; Lallana, M. del C.; Rodríguez, A.R; Maidana, A; Foti, N; Toledo, C.E.R.; Panario, M.; Riffel, M.F.; Tortul, P.; Pezzini, F. 2017. Bioensayos para la detección de plaguicidas como agentes contaminantes en los componentes del sistema soja: suelo-rastrojo. Un enfoque interdisciplinario. Ciencia, Docencia y Tecnología. Suplemento. Vol 7. Nº 7.
- Bozzo, A. 2010. Persistencia del glifosato y efecto de sucesivas aplicaciones en el cultivo de soja en agricultura continua en siembra directa sobre parámetros biológicos del suelo. Tesis de Magister en ciencias ambientales. Universidad de la República Facultad de Ciencias, Maestría en Ciencias Ambientales, Montevideo, Uruguay.
- Maitre, M.; Lorenzatti, E.; Lenardón, A.; Enrique, S. 2008. Adsorción-desorción de glifosato en dos suelos argentinos. Natura Neotropicales. 39. 1y2.
- Masin, C.; Rodríguez, A; Maitre, M.; Cerana, J.; Hernández, J.; Anglada, M.; Elizalde, J.; Lallana, M. 2015. Riqueza de lombrices de tierra en un argiudol bajo cultivo de soja (Colonia Ensayo, Entre Ríos). Revista Científica Agropecuaria. 19(1-2):39-50.
- Piola, L. 2011. Ensayos ecotoxicológicos para la evaluación del impacto de plaguicidas en suelos agrícolas de Argentina. Tesis doctoral de Doctor de la Universidad de Buenos Aires en el área de Química Biológica.
- Satorre, E. 2005. Cambios tecnológicos en la agricultura argentina actual. Ciencia Hoy. Vol 15. Nº 87
- Yolmar Ríos, S. 2012. Importancia de las lombrices en la agricultura. Sistemas integrados de producción con no rumiantes. 47-52.

C6P35. CARACTERIZACIÓN DE ÁREAS DE APORTE EN UNA CUENCA HIDROGRÁFICA PARA EL MONITOREO DE PLAGUICIDAS EN AGUA SUPERFICIAL

Van Opstal, Natalia V.[1]; Galizzi, Flavio[2]; Sasal, María C.[1]; Gagneten, Ana M.[3]; Wilson, Marcelo G.[1]; Gabioud, Emmanuel A.[1] y Seehaus, Mariela S. [1]

[1]INTA, Estación Experimental Paraná. Oro Verde 3101, Entre Ríos, Argentina. [2]Bolsa de Cereales de Entre Ríos. [3] UNL Facultad de Humanidades y Ciencias. vanpostal.natalia@inta.gob.ar

RESUMEN

La incorporación de tierras a la agricultura produce procesos de degradación de recursos naturales e incremento de riesgos ambientales, siendo los plaguicidas potenciales fuentes de contaminación de agua superficial. Objetivo: caracterizar diferentes áreas de aporte de plaguicidas dentro de una cuenca hidrográfica, para seleccionar áreas de monitoreo de calidad de agua superficial y su efecto sobre comunidades acuáticas. Sitio de estudio: cuenca del arroyo Estacas, en el norte de Entre Ríos, que en los últimos años ha experimentado una reducción de la superficie cubierta por bosques nativos e implementación de manejos agrícolas, con mayor uso de plaguicidas. Se sistematizó información antecedente a partir de mapas de suelo, erosión hídrica, cobertura, relieve y catastrales de la cuenca. Se analizó información satelital de las últimas 5 campañas de superficie ocupada con diferentes cultivos y sistematizada para control de erosión, que permitirán estimar carga de plaguicidas utilizados anualmente. Se identificaron tres áreas con características edáficas y uso del suelo diferentes, que pueden condicionar el aporte y presentar diferencias en cuanto al transporte de plaguicidas (cuenca alta, media y baja). Las tres áreas tienen características contrastantes; cuenca alta presenta menor superficie agrícola, y cuenca baja mayor superficie agrícola. La superficie sistematizada en la cuenca alta (12,3%) y baja (17,6%), son las de mayor superficie sistematizada. La evolución de la superficie ocupada por cultivos denota incremento del área total cultivada con soja, acompañada por trigo. La superficie ocupada con maíz y sorgo disminuyó. Se seleccionaron sitios en las distintas áreas, se ubicaron 9 puntos de muestreo, para el monitoreo de la calidad de agua través de parámetros fisicoquímicos, composición cuali y cuantitativa del zooplancton como comunidad indicadora de calidad ambiental y carga de plaguicidas. La información generada permite identificar áreas de intervención para la conservación del suelo, el agua y los servicios ecosistémicos.

Palabras claves: Escurrimiento, agroquímicos, calidad del agua.

INTRODUCCIÓN

El área de bosques nativos de Entre Ríos ha experimentado en los últimos años un fenómeno de cambio en el uso de la tierra a través de la conversión de ecosistemas naturales a cultivados y la simplificación de los esquemas de rotaciones agrícolas, con tendencias al monocultivo de soja que comprometen la sustentabilidad de los sistemas de producción actuales y afectan los servicios ecosistémicos de los que depende.

La frontera agrícola ha avanzado en distintas zonas de Argentina. Se estima que desde 1935 se ha perdido cerca del 70% de los bosques nativos, con una tasa de deforestación de 250.000 ha por año (UMSEF, 2007). En la provincia de Entre Ríos de las 2,5 millones de hectáreas de bosques nativos que poseía a principios del Siglo XX, sólo se verificaron 1,4 millones de hectáreas en el año 2005 (Muñoz *et al*., 2005). En general, la incorporación de tierras a la agricultura se realiza sin planificación previa del uso y manejo del suelo. En consecuencia, se producen procesos de degradación de los recursos naturales con incremento de riesgos ambientales, comprometiendo además la sustentabilidad de los sistemas productivos de la región (Wilson *et al*., 2007).

Los plaguicidas representan potenciales fuentes de contaminación ambiental. Distintos impactos sobre la calidad del agua derivan fundamentalmente del aporte difuso de fugas de plaguicidas por deriva, escurrimiento o erosión. En el caso particular de la provincia de Entre Ríos, las características naturales de topografía ondulada así como la baja capacidad de infiltración de sus suelos y las precipitaciones intensas en primavera-verano-otoño, incrementan el riesgo de contaminación de los cursos de agua superficiales por escurrimiento desde agroecosistemas (Vera *et al.*, 2012; Primost *et al.*, 2015). En tal sentido, los ambientes acuáticos son sistemas de significativa vulnerabilidad, debido a que constituyen los receptores naturales de los formulados comerciales utilizados en las actividades agrícolas (Manahan, 2007).

Los bosques nativos en Entre Ríos se localizan en la región centro-norte de la provincia en las cuencas de ríos importantes. Particularmente, el arroyo Estacas está ubicado en el norte de Entre Ríos es afluente del arroyo Feliciano y

éste del río Paraná (Figura 1). La cuenca ha experimentado una reducción de la superficie cubierta por bosques nativos, siendo de 19,3% en el período de estudio 1991-2011, con una tasa anual de deforestación de 1,12% en decenio 1991-2001 y de 0,91% en el segundo decenio (Sabattini *et al*., 2016). Estos cambios con implementación de manejos agrícolas, predominantemente bajo siembra directa, conlleva el uso creciente de plaguicidas.

El objetivo del presente trabajo es caracterizar diferentes áreas de aporte dentro de la cuenca hidrográfica del A° Estacas, representativa del cambio en el uso de la tierra por avance de la frontera agrícola, para seleccionar áreas de monitoreo de calidad de agua superficial por la carga de plaguicidas y su efecto sobre el zooplancton, con el fin de identificar áreas de intervención para conservación del suelo y del agua dulce superficial.



Figura 1: Delimitación de la Cuenca de estudio y distribución de la red hídrica.

MATERIALES Y MÉTODOS

La cuenca del arroyo Estacas (30°41'4,13"S 59°20'13,39" O) está ubicada en el norte del Departamento La Paz (Entre Ríos), abarca una superficie de 754 km^2, con una longitud de 54 km y una pendiente media de 2,09 %. Dado que desde 2013 constituye un Sitio Piloto del Observatorio Nacional de Degradación de Tierras y Desertificación (ONDTyD) se ha relevado información que será utilizada para la caracterización de áreas de aporte y definir puntos de monitoreo fisicoquímico, biológico y de plaguicidas.

Se analizaron mapas de suelo, erosión hídrica, cobertura, relieve y catastrales de la cuenca en estudio. A partir de esta información y utilizando el sistema de información SIG de la Bolsa de Cereales de Entre Ríos (SIBER) y sensores remotos, se obtuvo un mapa temático. Las imágenes de mayor resolución cuentan con tamaños de pixel que van de los cincuenta centímetros al metro, que permiten corroborar el uso y estado actual del área en estudio. Se analizó información satelital de las últimas 5 campañas (2012-2013 a 2016-2017) de superficie agrícola, superficie ocupada con diferentes cultivos y superficie sistematizada, que permitirán luego estimar la carga de plaguicidas utilizados anualmente. La descripción de las distintas campañas agrícolas se elaboró con la participación de la Red de Colaboradores de la Bolsa de Cereales que brindan información de campo, ubicación de lotes y estado fenológico de los cultivos, quienes georreferenciaron los lotes para verificar la clasificación realizada a través de las imágenes.

Para el procesamiento de imágenes se utilizaron distintos satélites: Landsat 7 ETM, MODIS Terra, Sentinel 2, Landsat 8 OLI y LISS 3, cuya utilización se fundamenta principalmente en imágenes libres de nubes y fechas que permitan visualizar el ciclo del cultivo (barbecho, cultivo cerrado es decir máxima cobertura del suelo). Respecto a la definición de los lotes sistematizados, se tomaron imágenes del Sentinel 2, fechas del 8 de agosto, 28 de noviembre y 18

de diciembre de 2017, utilizando las bandas 3, 4 y 8 cuya resolución de pixel es de 10 m, permitiendo en base al año en curso, verificar y cuantificar dicha superficie.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 2 muestra los suelos de la cuenca. Predominantemente son Alfisoles, Vertisoles y Molisoles (39%, 38% y 12%, respectivamente), según la información relevada por el Plan Mapa de Suelos (1990). En la Figura 3 muestra el MDT.

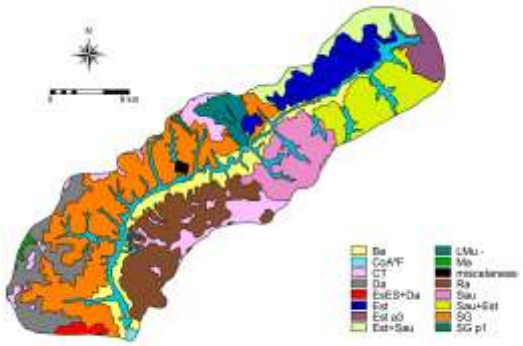


Figura 2: Series de suelos predominantes en la cuenca del rroyo Estacas. Referencias: CT: Colonia Trece (Ocracualfe vértico); Sau: Saucesito (Ocracualfe vértico); Ba: Banderas (Argiudol vértico); SG: San Gustavo (Peluderte árgico); SG.h1: San Gustavo, fase levemente erosionada (Peluderte árgico); Ra: Ramblones (Peluderte argiudólico); Da: Damasio (Argiudol vértico); Est: Estacas (Ocracualfes típicos); LMu: Las Mulas (Argiudoles vérticos); Ma: Malambo (Argiudoles ácuicos). INTA Paraná

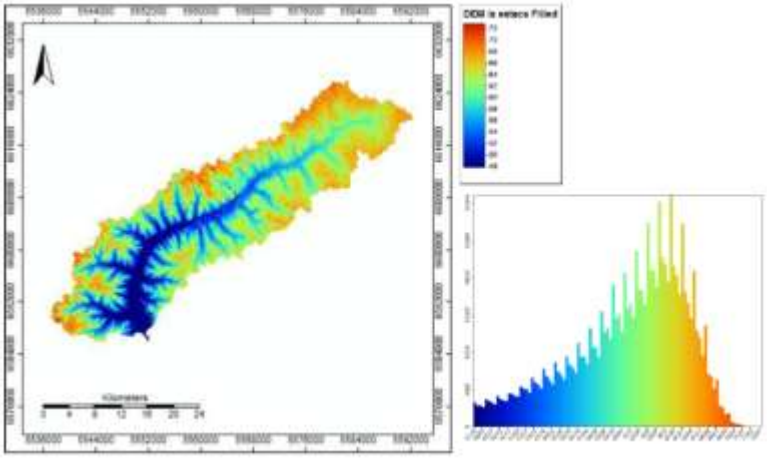


Figura 3: Modelo Digital de Terreno del Sitio Piloto Cuenca Arroyo Estacas (C. Brieva INTA Rama Caída)

En la Figura 4, se presenta el mapa de integración de los factores que inciden en la pérdida de suelo por erosión hídrica (Ecuación Universal de pérdida de Suelo -USLE-). Se observa que el área de mayor riesgo se encuentra ubicada en la parte alta de la Cuenca (al NO próximos a la Ruta 1), áreas con pérdidas de cobertura boscosa que han sido desmontadas. En la parte baja de la Cuenca, próximo a la desembocadura del Arroyo Estacas en el Arroyo Feliciano, se registra un alto factor LS (longitud y gradiente de la pendiente) y lotes pequeños con larga historia de uso agrícola.

A partir del análisis de estos mapas, se identificaron tres áreas con características edáficas y de uso de los suelos diferentes que pueden condicionar el aporte de agua superficial y por lo tanto transportar plaguicidas hacia cursos de agua dulce superficial. Siguiendo esta clasificación se dividió a la cuenca en alta, media y baja. Dada la complejidad del relieve y las distintas pendientes que rigen el sentido del flujo superficial y, a efectos de realizar el análisis de las imágenes y cuantificar superficies de cultivos, se establecieron como límites geográficos las rutas. Las áreas alta y media quedaron delimitadas por la Ruta provincial Nº 50 y las áreas media y baja por la ruta s/n (Figura 5).

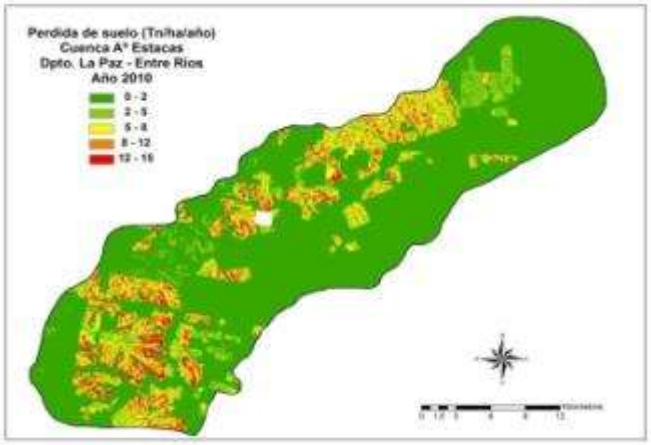


Figura 4: Mapa de pérdida de suelos en la Cuenca del Arroyo Estacas a partir del procesamiento e integración en ArcGIS de los factores intervinientes en la USLE. INTA Paraná.

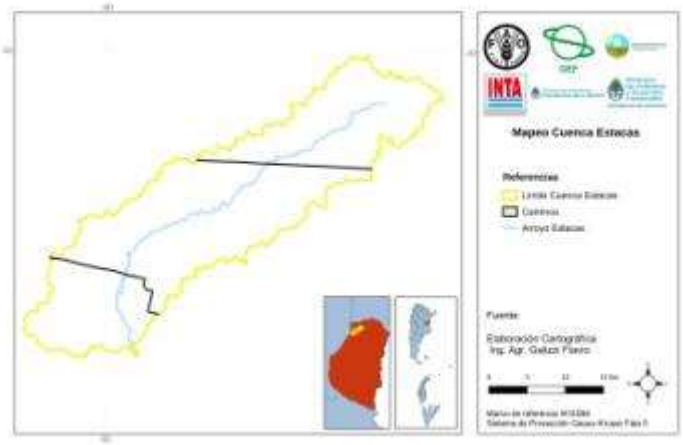


Figura 5: Subdivisión de la Cuenca del Arroyo Estacas en: alta, media y baja, para el monitoreo de la calidad del agua.

La Tabla 1 muestra la superficie que representa cada área de la Cuenca, la superficie ocupada por cultivos (relativo a cada área) y a la Cuenca del Arroyo Estacas en su conjunto. Puede observarse que las tres áreas mencionadas tienen características contrastantes; la cuenca alta es la que presenta menor superficie agrícola respecto al total y en el último año ha presentado un incremento considerable en el desmonte. La cuenca media tiene más acentuada la diferencia entre ambas laderas del Arroyo Estacas, siendo el lado oeste el de mayor superficie de cultivos, y actividad humana. Por otra parte, la cuenca baja es la de mayor superficie agrícola, pero con lotes agrícolas que están más lejos del cauce del arroyo, es decir que el patrón de distribución es distinto que en las otras zonas.

Tabla 1: Superficies de las áreas de monitoreo en la Cuenca del Arroyo Estacas y su relación con los cultivos

	Superficie de cada área		**Sup. ocupada por cultivos relativo al área**	**Sup. ocupada por cultivos relativo al total de la Cuenca**
	(ha)	%	%	%
Cuenca Alta	22688	30,08	33,12	9,96
Cuenca Media	37448	49,66	32,12	15,95
Cuenca Baja	15279	20,26	48,40	9,81

Del total de la superficie de la Cuenca, la Cuenca baja comprende sólo un 20,2% de la superficie, siendo la cuenca media la que abarca casi el 50% de la superficie total de la cuenca. La Cuenca baja a su vez, presenta su mayor superficie con cultivos agrícolas, siendo de 48,4% de la misma. No obstante, si se considera la superficie total de la

Cuenca del Arroyo Estacas, los cultivos ocupan el 9,81% de la superficie. Las Cuencas alta y media, presentan 33% y 32% de sus superficies con cultivo, respectivamente. Un dato interesante a destacar es la superficie sistematizada para el control de la erosión hídrica, a través de la construcción de terrazas de evacuación de excedentes hídricos. Las Cuencas alta (12,3%) y baja (17,6%) presentan mayor superficie sistematizada con respecto a la Cuenca media (8,4%). En general, la adopción de tecnología agrícola es muy baja, especialmente en las Cuencas baja y media.

La Tabla 2 muestra la evolución de la superficie ocupada por los cultivos predominantes (soja, trigo, maíz y sorgo) para el período 2012-2017. Se observa un incremento del área total de la Cuenca cultivada con soja, acompañada por el trigo. En contraposición, la superficie ocupada por maíz y sorgo disminuye. Para la campaña 2016-17 el cultivo de soja representa el 74%, de la superficie ocupada por cultivos. Se observa a su vez, que el cultivo de soja se presenta mayormente en las áreas media y baja de la Cuenca.

Tabla 2: Evolución del área sembrada por los cultivos más relevantes en la Cuenca del Arroyo Estacas

	Sup. de Trigo (ha)			
Campaña	C. Alta	C. Media	C. Baja	Total
2012-13	354	326	198	878
2013-14	293	599	730	1.622
2014-15	169	560	1.190	1.919
2015-16	390	1.320	719	2.429
2016-17	524	1.805	700	3.029

	Sup. de Soja (ha)			
Campaña	C. Alta	C. Media	C. Baja	Total
2012-13	3.244	5.266	2.210	10.720
2013-14	3.606	4.887	4.186	12.679
2014-15	2.118	5.123	4.186	11.427
2015-16	3.508	4.982	3.279	11.769
2016-17	3.587	6.327	4.702	14.616

	Sup. de Maíz (ha)			
Campaña	C. Alta	C. Media	C. Baja	Total
2012-13	919	226	413	1.558
2013-14	889	533	340	1.762
2014-15	573	208	199	980
2015-16	525	507	301	1.333
2016-17	159	590	176	925

	Sup. de Sorgo (ha)			
Campaña	C. Alta	C. Media	C. Baja	Total
2012-13	288	984	858	2.130
2013-14	331	814	329	1.474
2014-15	355	625	276	1.256
2015-16	242	988	502	1.732
2016-17	372	652	145	1.169

Para realizar el monitoreo de la calidad de agua y la evaluación de la carga de plaguicidas, se analizaron y se seleccionaron sitios en las distintas áreas que tuvieran acceso desde caminos públicos (Figura 6). En tal sentido, se ubicaron 9 puntos de muestreo (PM). En el área alta se ubicó PM1 sobre la traza del Arroyo Estacas y PM6 que capta agua de un curso de primer orden en un área de bosque nativo. En el área media, se ubicaron 2 puntos sobre la traza del Arroyo Estacas (PM2 y PM3) y uno en un curso de primer orden correspondiente a un área de alta intervención (PM5), en el área baja se situaron 2 puntos en la traza del arroyo (PM4 y PM7). Para completar el esquema de muestreo se situaron 2 puntos sobre el Arroyo Feliciano: PM8 aguas arriba y PM9 luego de la desembocadura del A° Estacas.

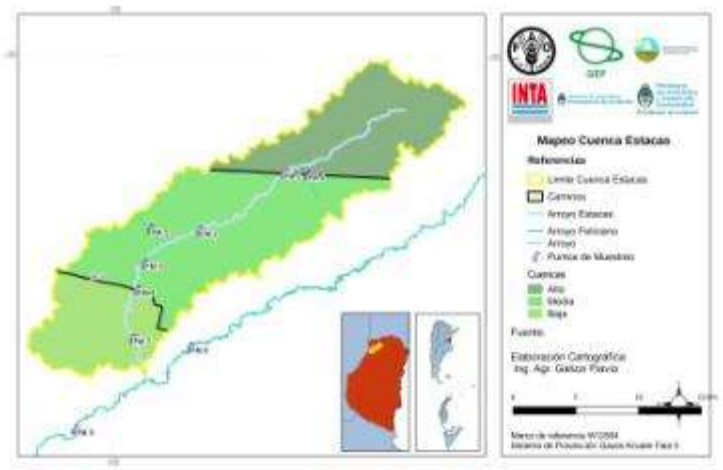


Figura 6: Ubicación de puntos de monitoreo de calidad de agua superficial, destacando las tres áreas en la Cuenca del Arroyo Estacas

CONCLUSIONES

Se caracterizaron tres áreas de aporte diferentes dentro de la Cuenca hidrográfica del A° Estacas y se seleccionaron puntos de monitoreo de calidad de agua superficial para el análisis de variables fisicoquímicas, estructura del zooplancton y carga de plaguicidas, con el objeto de detectar posibles correlaciones entre los tres aspectos considerados. Para tal fin, la cuenca se dividió en cuenca alta, media y baja, estableciendo como límites perimetrales los naturales de la cuenca y dos rutas que la atraviesan en sentido este-oeste.

Se observó que las tres áreas tienen características contrastantes; la cuenca alta es la que presenta menor superficie agrícola respecto al total y la cuenca baja, la de menor superficie agrícola. La cuenca media tiene más acentuada la diferencia entre ambas laderas del Arroyo Estacas, siendo el lado oeste el de mayor superficie de cultivos y evidencia de actividades antrópicas.

El análisis de imágenes satelitales de 5 campañas indicó un incremento del área total de la cuenca cultivada con soja, acompañada por trigo. En contraposición, la superficie ocupada por maíz y sorgo disminuyó. Considerando las tres áreas, se observa que el cultivo de soja se presenta mayormente en las áreas media y baja de la cuenca.

Este trabajo pone el foco en la utilización de información preexistente, encuestas, mapas, imágenes, para dar sustento a la elección de sitios de muestreo. Los observatorios y puntos para monitoreo de calidad ambiental asociados a cambios en el uso de la tierra adquieren valor en el largo plazo, cuando se pueden analizar grandes bases de datos. Por esto, reviste importancia estratégica la elección de los sitios donde realizar los muestreos con el fin de contar con información adecuada y representativa para poder identificar estrategias de intervención para conservación del suelo, el agua dulce superficial y la biota de la cuenca estudiada.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a los equipos técnicos y de apoyo del grupo de Recursos Naturales de INTA Paraná y del Laboratorio de Ecotoxicología de la Facultad de Humanidades y Ciencias -UNL. Este trabajo fue financiado por los Proyectos INTA PNAT 1128041, 1128043 y PNSUELO 1134021 y 1134023 y CAI+D 2016 PI 50120150100001LI. Constituye parte de la tesis doctoral de la primera autora. El SP Cuenca A° Estacas pertenece al Observatorio Nacional de Degradación de Tierras y Desertificación, liderado por Min. Ambiente de la Nación, CONICET, INTA y FAUBA y Proyecto FAO *Soporte de Decisiones para la Ampliación e Integración del Manejo Sustentable de Tierras (MST)*.

BIBLIOGRAFÍA

- Manahan, S. 2007. Introducción a la Química Ambiental. Ed. Reverté. Barcelona, España. 725 p.
- Muñoz, J de D; S Milera; C Romero & AB Brizuela. 2005. Bosques Nativos y Selvas Ribereñas en la Provincia de Entre Ríos. Temas de la Biodiversidad del Litoral fluvial argentino II INSUGEO, Miscelánea, 14:169–182.

- Plan Mapa de suelos de la provincia de Entre Ríos. Acuerdo complementario del convenio INTA-Gobierno de Entre Ríos. 1990. Carta de Suelos de la República Argentina. Departamento La Paz, Provincia de Entre Ríos. Tomo I. Serie Relevamiento de Recursos Naturales (7) INTA-EEA Paraná. Entre Ríos. 146 p.
- Primost, J; D Marino; V Aparicio; J Costa; A Ronco & P Carriquiriborde. 2015. Comportamiento ambiental del glifosato en una microcuenca de Entre Ríos. Congreso SETAC LA. Buenos Aires.
- UMSEF (Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal). 2007. Monitoreo de Bosque Nativo, Período 1998-2002 y Período 2002-2006. SAyDS & UMSEF. Argentina. 11 p.
- Vera, MS; E Di Fiori; L Lagomarsino; R Sinistro; R Escaray; MM Iummato; A Juárez; M del Carmen Ríos de Molina; G Tell & H Pizarro. 2012. Direct and indirect effects of the glyphosate formulation GlifosatoAtanor® on freshwater microbial communities. Ecotoxicology.21:1805–1816.
- Wilson, MG. 2007. Uso de la Tierra en el área de bosques nativos de Entre Ríos, Argentina. Tesis Doctoral. Universidad de la Coruña, España. 277 p.
- Sabattini, R A; SMJ Sione; SG Ledesma; J Sabattini & MG Wilson. 2016. Estimación de la pérdida de superficie de bosques nativos y tasa de deforestación en la cuenca del arroyo Estacas (Entre Ríos, Argentina). Revista Científica Agropecuaria 20(1-2): 45-56.

C6P36. NITRÓGENO Y FOSFORO EN AGUA SUPERFICIAL Y SUBTERRÁNEA EN SECUENCIA MAÍZ-TRIGO/SOJA A ESCALA DE MICROCUENCA

Van Opstal, Natalia V.[1]; Seehaus, Mariela S.[1]; Gabioud, Emmanuel A.[1]; Oszust, José D[2].; Wilson, Marcelo G.[1] y Sasal, Maria C[1].

[1]Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria Ruta Prov. 11 km. 12,5. Oro Verde, Entre Ríos. [2]Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos Ruta Prov. 11 km. 10,5. Oro Verde, Entre Ríos. vanopstal.natalia@inta.gob.ar

RESUMEN

La utilización de fertilizantes en la agricultura es una práctica en aumento en las últimas décadas. En Argentina, los agroquímicos de mayor volumen de uso son los fertilizantes nitrogenados y fosforados. Si bien su uso apunta a aumentar el rendimiento y calidad nutricional de los cultivos, también pueden generarse impactos ambientales asociados a la acumulación de N y P en aguas superficiales y subterráneas. El objetivo fue analizar cambios en la concentración de N y P del agua de un embalse y de una napa freática en una secuencia agrícola maíz-trigo/soja a escala de microcuenca (29 ha). El sitio de estudio está en la EEA INTA Paraná, Entre Ríos, con suelo Argiudol ácuico. La unidad de monitoreo consta de 9 pozos en una napa colgante cercana a la superficie. El período de muestreo abarcó entre mayo de 2015 y diciembre de 2017. Las concentraciones de N tanto en el agua freática como superficial fueron inferiores al nivel guía para agua de bebida, aunque se detectaron pulsos con niveles que superaron el doble del umbral de 10 $mgNl^{-1}$. Estos se asociaron al momento de fertilización nitrogenada en un período de sequía con grietas en el perfil de suelo. Las concentraciones de P en el agua freática fueron bajas y en el agua superficial presentaron valores superiores al nivel guía de eutrofización. Hubo asociación entre las concentraciones de P y períodos con altos volúmenes de precipitaciones, atribuidos al aporte de sedimentos vía erosión hídrica. Los resultados permiten cuantificar el aporte de la producción agrícola como fuente no puntual de contaminación de cuerpos de agua y analizar el destino de N y P provenientes de agrosistemas. El trabajo pone en valor la importancia del monitoreo de largo plazo en la detección de impactos que puede generar la producción agropecuaria sobre el medio ambiente.

Palabras clave: agrosistema, napa freática, embalse artificial

INTRODUCCIÓN

La acumulación de las distintas formas de N y P en los diferentes componentes ambientales genera efectos significativos en los ecosistemas y en la sociedad. Entre los efectos positivos podemos mencionar el aumento en la productividad de ecosistemas naturales y en el rendimiento y calidad nutricional de los cultivos, en tanto que la eutrofización, la pérdida de biodiversidad en ecosistemas acuáticos y la contaminación de aguas superficiales y subterráneas constituyen ejemplos de efectos no deseados sobre los ecosistemas. El principal destino de muchos de los nutrientes que se pierden de los sistemas de cultivo es el agua, tanto superficial como subterránea (Adriano *et al.*, 1994; Lake *et al*., 2003).

En diversas zonas agrícolas del mundo, la utilización de fertilizantes y enmiendas orgánicas (compost, estiércol) constituyen causas de acumulación de nutrientes en aguas superficiales y subterráneas (Andriulo *et al*., 2000). Si bien en Argentina los agroquímicos de mayor volumen de uso son los fertilizantes nitrogenados y fosforados, su utilización no es suficiente para reponer al suelo el N y P exportados en los productos cosechados (Álvarez & Steinbach, 2006). En efecto, este balance negativo de nutrientes constituye uno de los problemas de degradación de suelos más relevantes en el país. Por esto, cobra relevancia el monitoreo de nutrientes en el agua y el análisis integral tanto de la dinámica y flujos de agua y de nutrientes en el agrosistema como de la sincronía entre aporte vía fertilización y demanda por parte de los cultivos. Esto último permite mejorar la eficiencia de uso por parte de los cultivos y reducir las pérdidas hacia aguas superficiales y subterráneas (Rimski-Korsakov *et al.*, 2009).

El estudio de los cambios en la calidad de agua en agrosistemas, así como la definición de medidas de mitigación integralmente viables, requieren la comprensión de los flujos de agua y nutrientes. Se visualizan dos vías de aporte difuso de agroquímicos desde agrosistemas hacia aguas: lixiviación y escurrimiento. El objetivo de este trabajo fue analizar cambios en la concentración de N y P del agua de un embalse y de una napa freática en una secuencia agrícola maíz-trigo/soja bajo siembra directa a escala de microcuenca.

MATERIALES Y MÉTODOS

El sitio de estudio fue una microcuenca de 29 ha situada en la EEA INTA Paraná, Entre Ríos, Argentina. La región tiene clima subhúmedo (lluvia anual ≈1000 mm) templado (temperatura anual ≈18,3ºC). Las temperaturas del invierno raramente son inferiores a 0ºC. El suelo predominante es Argiudol ácuico fino, illitico, térmico (US Soil Taxonomy) de la Serie Tezanos Pinto (Luvic Phaeozem, WRB). El lote agrícola allí presente (16 ha) tiene dos laderas con pendientes de 4% (oeste) y 8% (este) que desaguan a un canal central conectado con el embalse artificial con terraplén de 1 ha.

En diciembre de 2008 se instaló una unidad de monitoreo de calidad de agua (Figura 1). Se realizaron 8 pozos (3 alrededor del embalse –P1, P2, P3-, 3 en posiciones medias de ambas laderas –P4, P5, P7- y 2 en la posición alta del lote –P6, P9-) perforados para monitoreo del nivel freático de una napa colgante cercana a la superficie (flujo local). También se colocó una regla para medir el nivel de agua superficial en el embalse. Las precipitaciones fueron registradas en el Observatorio Agrometeorológico situado a 200 m de la microcuenca. En el mismo sitio se ubicó un pozo de referencia –P8- alejado del lote bajo estudio. Para el análisis se consideraron las lluvias diarias que superaron los 23 mm ya que para las condiciones edafoclimáticas del sitio de estudio, estos eventos generan escurrimiento (Sasal, 2012a).



Figura 1: Localización de freatímetros en microcuenca de la EEA Paraná.

La secuencia de cultivos en el lote bajo estudio es maíz-trigo/soja de segunda siembra bajo siembra directa continua. El período de muestreo abarcó entre mayo de 2015 y noviembre de 2017, incluyendo ambas fases de la rotación. En la Tabla 1 se presentan los cultivos y las fechas y dosis de fertilización.

Se registró el nivel freático y del embalse y se realizaron muestreos de agua subterránea y superficial con frecuencia aproximada mensual. Se determinó nitrógeno (N) de nitrato y fósforo disuelto reactivo (P) en las muestras de agua por el método de fenol disulfónico y colorimetría del ácido ascórbico, respectivamente.

Tabla 1: Cultivos y fertilizaciones en el lote de estudio

Cultivo	Fecha de siembra	Fecha Fetilización	Fertilización	Dosis N (kg/ha)	Dosis P (kg/ha)
Maíz AX 7822	12-09-15	12-sep	70 kg/ha PDA + 120 kg/ha urea	12,6+55	14
Trigo KLEIN LIEBRE	14-07-16	14-jul	90 Kg/ha PDA	16	18
		10-ago	130 KG/HA DE UREA AL VOLEO	60	
Soja 5909	12-01-2017	-	-	-	-
Maiz 2310	15-09-17	15-sep	100 kg PDA en la línea de siembra + 96 kg de urea incorporados en banda	18+44	20
		19-sep	120 kg de urea voleo	55	

Se realizaron correlaciones entre concentraciones de N y P y profundidad freática y cota del embalse.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las precipitaciones en los tres años de estudio superaron el promedio anual (≈1095 mm), siendo de 1.174,1 mm (2015), 1.305,5 mm (2016) y 1.156,5 mm (2017).

El nivel del embalse osciló entre las cotas 96,4 y 96,8 msnm durante los años de estudio (niveles superiores no son posibles debido a la presencia de un canal aliviador que permite no comprometer el terraplén). La profundidad de la napa freática también osciló según la posición de los pozos en el paisaje durante el período de estudio, entre 0 (Pozo 1) y -6,71 m (Pozo 9); y el punto de referencia (Pozo 8) entre -1,96 y -4,31 m. En la Figura 2 se presentan los valores de precipitaciones diarias, el nivel freático de cada pozo y la altura del embalse durante el período de estudio. Puede observase que los pozos 1 y 2, que están en posiciones bajas de la microcuenca y con niveles freáticos muy cercanos a la superficie, se mantienen en un nivel constante. El resto de los pozos, incluyendo el pozo 8 de referencia, tienen variaciones asociadas a las precipitaciones, es decir se producen ascensos y descensos equiparables en períodos de mayor o menor frecuencia de precipitaciones, respectivamente. Esto confirma que la recarga de esta napa colgante cercana a la superficie es actual. El nivel del embalse también tiene una variación similar a la que registra el agua subterránea. Esto puede deberse al escurrimiento generado en las épocas de mayor frecuencia y volumen de precipitaciones y a que el embalse es un área de descarga de la capa freática.

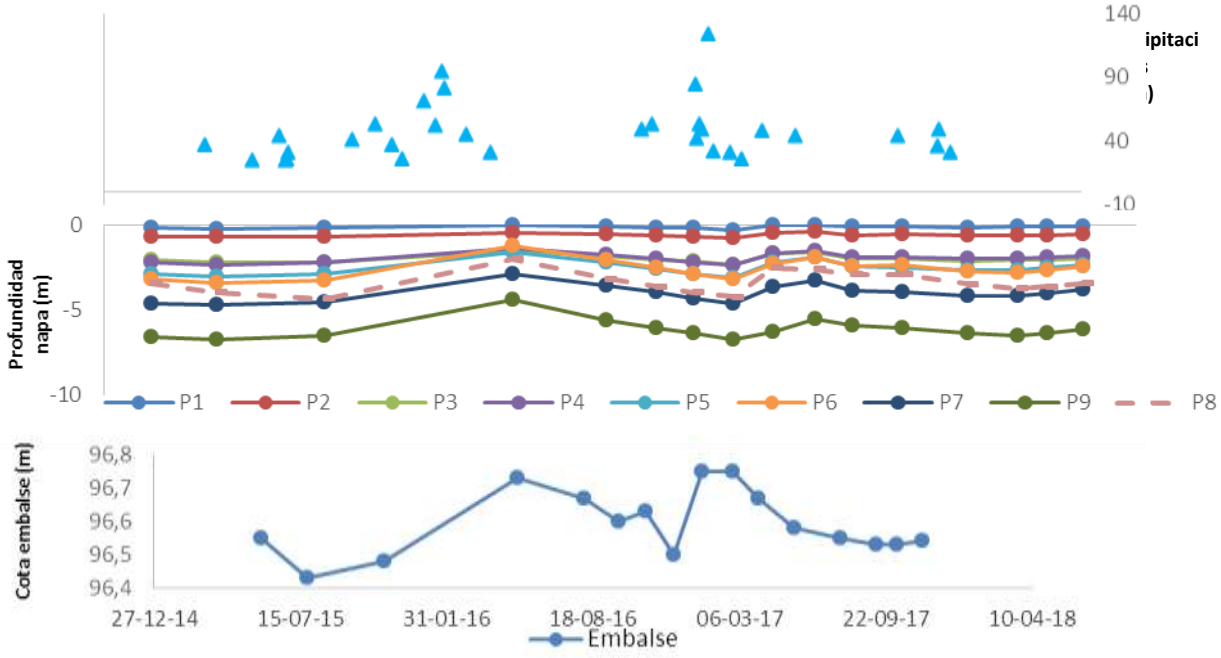


Figura 2: Precipitaciones, profundidad de napa freática y cota de embalse en microcuenca de estudio.

Concentración de Nitrógeno

Las concentraciones de N en el agua freática se presentan en la Figura 3 (a y b). En general, los registros durante los tres años fueron inferiores al nivel guía para agua de bebida de 10 $mgNl^{-1}$ (EPA, 2012). Trabajos anteriores en esta unidad de monitoreo presentan valores similares (Sasal *et al.*, 2010; Sasal *et al.*, 2012b). Sin embargo, a partir de septiembre de 2017, algunos pozos registraron valores superiores al nivel guía. El 6 de octubre los pozos 2 y 5 registraron valores de 16,8 y 20,4 $mgNl^{-1}$, respectivamente. En la siguiente fecha de muestreo, 10 de noviembre de 2017, estos pozos registraron valores elevados pero inferiores (13,8 y 10,3 $mgNl^{-1}$, respectivamente) y los pozos 4 y 6 presentaron picos de 22,8 y 17,6 $mgNl^{-1}$, respectivamente. Para todas las fechas no hubo valores que sobrepasaran el límite de 30 mgl-1, valor umbral para la evaluación de riesgos de eutrofización de aguas superficiales (Marchetti & Verna, 1992; Subsecretaria de Recursos Hídricos de la Nación, 2003).

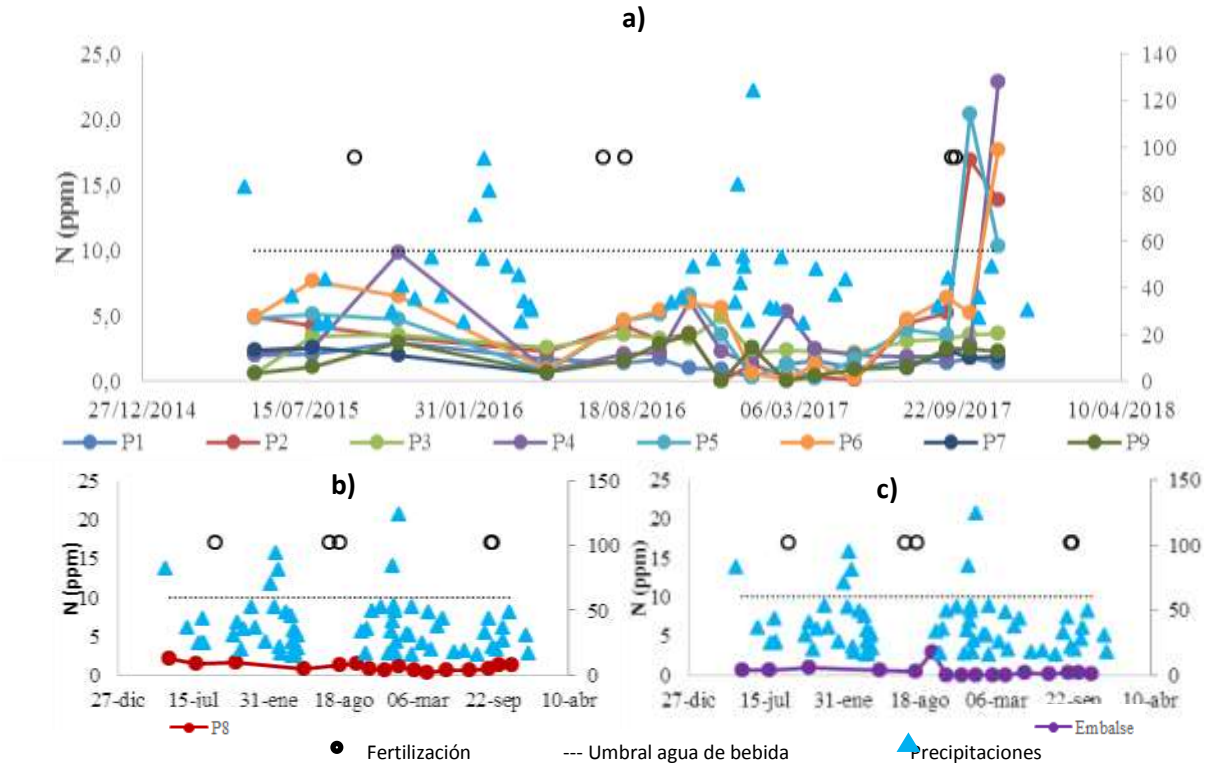


Figura 3: Concentraciones de N ($mgNl^{-1}$) en agua de napa freática (a,b) y embalse (c).

No se observó una correlación significativa entre nivel freático y concentración de N. En este sentido, los aumentos en las concentraciones de N del agua en octubre y noviembre de 2017 se atribuyeron a pérdidas de N por lixiviación debidas a una alta dosis de fertilización a la siembra del cultivo de maíz (dosis media: 117 kg ha^{-1}). Esta fertilización se realizó tres semanas antes del muestreo en un período de sequía con formación de grietas en el perfil de suelo que pudo generar pérdidas via flujo preferencial de N. Andriulo *et al.* (2004) reportaron que del total de N perdido por drenaje durante el ciclo de un cultivo de maíz, aproximadamente el 80% se produjo entre siembra y cuarta hoja. En el Pozo de referencia (P8), alejado del lote bajo producción agrícola, puede observarse que no hubo picos ni cambios en la concentración de N durante todo el período de estudio (Figura 3b) y los valores oscilaron entre 0,3 y 2,14 $mgNl^{-1}$.

En el embalse las concentraciones de N oscilaron entre 0 y 2,86 $mgNl^{-1}$ (Fig. 3c). En este caso tampoco hubo correlación entre la altura del embalse y las concentraciones de N. El valor máximo de concentración se registró en un muestreo posterior a dos fertilizaciones nitrogenadas de 16 y 60 $kgNha^{-1}$ en invierno con precipitaciones de muy bajo volumen y frecuencia.

Concentración de Fósforo

Las concentraciones de P en el agua freática oscilaron entre 0 y 3,38 $mgPl^{-1}$ (Figura 4a) mientras que en el pozo de referencia las concentraciones fueron inferiores a 0,42 $mgPl^{-1}$ (Fig. 4b); todas ellas inferiores al umbral para agua de bebida de 10 $mgNl^{-1}$ (EPA, 2012). Lo anteriormente expuesto es un indicador de que el P puede alcanzar la napa freática. En este aspecto, debido a la baja movilidad de este nutriente en los suelos, algunos autores consideran insignificantes las pérdidas por lixiviación (Fixen, 2003; Withers & Hodgkinson, 2009), sin embargo, Heckrath *et al.* (1995) identificaron pérdidas de P por lixiviación desde sitios con altos niveles de P y con vías de flujo preferencial (Zhang *et al.*, 2003).

Si bien no se observan picos asociados a los momentos de fertilización fosforada, a diferencia del comportamiento del N, en algunos pozos hubo correlación negativa entre la profundidad freática y la concentración de P. Particularmente, los pozos 3, 4, 5, 6 y 9 presentaron menores concentraciones de P asociadas significativamente al descenso del nivel freático. No se disponen de datos para establecer si esta relación se debe al aumento de la lixiviación en períodos más húmedos o a la solubilización de P del perfil cuando asciende la napa. Independientemente de esto, se observa una tendencia de incremento en las concentraciones de P asociadas a períodos con altos volúmenes de precipitaciones.

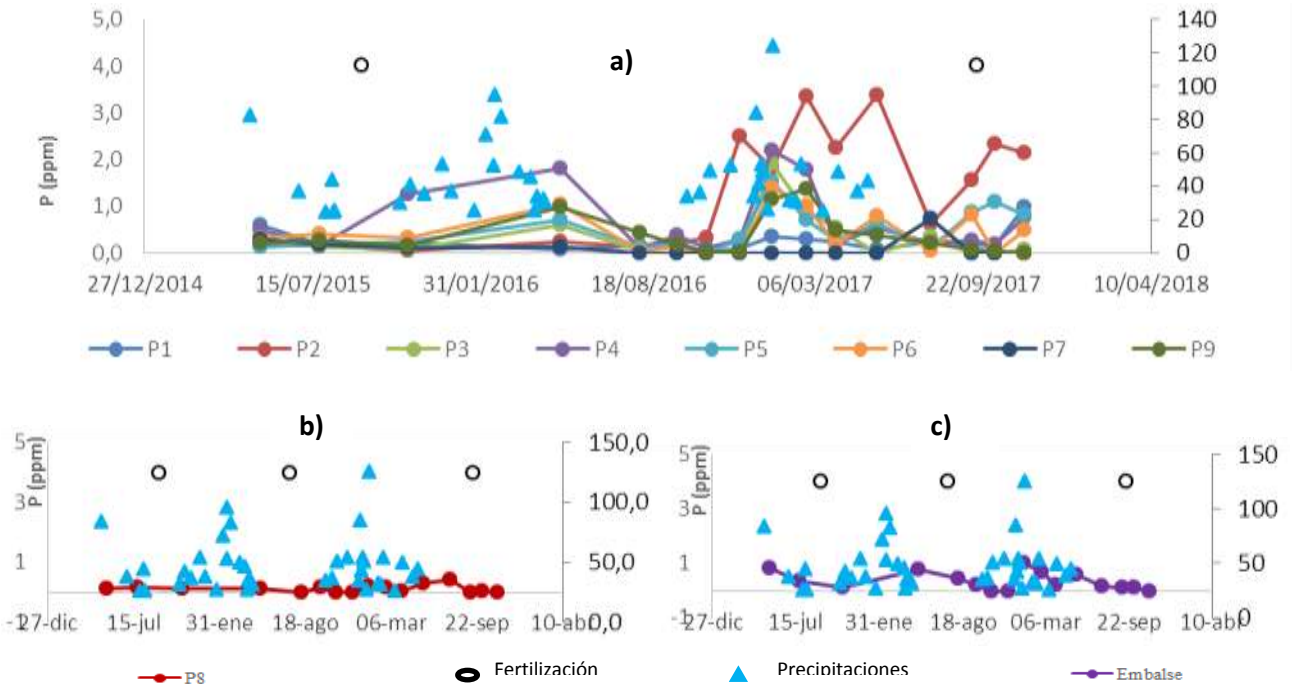


Figura 4: Concentraciones de P ($mgNl^{-1}$) en agua de napa freática (a,b) y embalse (c)

En el embalse, las concentraciones de P oscilaron entre 0 y 1,02 $mgPl^{-1}$ (Figura 4c), superando en algunas fechas los umbrales establecidos para eutrofización de 0,075 $mgPl^{-1}$ (Marchetti & Verna, 1992, Subsecretaria de Recursos Hídricos de la Nación, 2003). No se observó relación entre momentos de fertilización y cambios en la concentración. Sin embargo, se encontró correlación entre la concentración de P y el nivel del embalse (r= 0,6). Este dato coincide con lo registrado en Sasal *et al*. (2010) quienes en el mismo sitio relacionaron incrementos de concentraciones de P debido a la pérdida de suelo por erosión hídrica. También, Chagas *et al*. (1999) y Castiglioni (2006) afirman que las pérdidas se dan mayormente por escurrimiento superficial o por erosión de partículas de suelo con fósforo adsorbido.

CONCLUSIONES

Se analizaron los cambios en la concentración de N y P del agua de un embalse y de una napa freática en una secuencia agrícola maíz-trigo/soja bajo siembra directa a escala de microcuenca. Los resultados obtenidos permiten cuantificar el aporte de la producción agrícola como fuente no puntual de contaminación de cuerpos de agua y particularmente analizar el destino de N y P provenientes de agrosistemas.

Si bien en general las concentraciones de N registradas durante los años de estudio tanto en el agua freática como en el agua superficial fueron inferiores al nivel guía para agua de bebida, se detectaron pulsos con niveles que superaron el doble del umbral de 10 $mgNl^{-1}$. Estas altas concentraciones asociadas a la cercanía al momento de fertilización nitrogenada en un período de sequía con formación de grietas en el perfil de suelo indican la importancia del flujo preferencial de N bajo las condiciones edafoclimáticas de la región. Además plantea la necesidad de revisión de las prácticas agronómicas utilizadas. Las concentraciones de P en el agua freática fueron inferiores al umbral de agua de bebida y en el agua superficial presentaron valores superiores al nivel guía de eutrofización. Se observó una asociación entre las concentraciones de P y períodos con altos volúmenes de precipitaciones, atribuidos al aporte de sedimentos vía erosión hídrica.

Debido a que los resultados encontrados indican que hubo pulsos de pérdidas fuera del sistema suelo-planta, cobran importancia aspectos como la revisión del diagnóstico de necesidades del cultivo o el momento o forma de aplicación. El trabajo pone en valor la importancia del monitoreo de largo plazo en la detección de impactos que puede generar la producción agropecuaria sobre el medio ambiente.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se llevó a cabo en el marco de los Proyectos PNNAT 1128041, PNNAT 1128043, PNSUELO 1134023 y PRET ERIO 102. Agradecemos la colaboración al personal técnico y de apoyo del Grupo de Recursos Naturales de la EEA Paraná INTA y al personal del campo experimental de la EEA Paraná.

BIBLIOGRAFÍA

- Adriano, DC; AK Iskandar & IP Murarka (Eds). 1994. Contamination of groundwaters: Advances in Environmental Science. Science Reviews. Northwood, UK. Section 2:303-410.
- Álvarez, R & HS Steinbach. 2006. Factores climáticos y edáficos reguladores del nivel de materia orgánica. En R Alvarez (Ed). Materia Orgánica «Valor Agronómico y Dinámica en Suelos Pampeanos». Pp. 31-40. Editorial: Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.
- Andriulo, A; C Ferreira; MC Sasal; ML Galetto; F Abrego; M Bueno; F Rimatori; MA De la Cruz; M Venancio & R Giacosa. 2000. Nitratos en el Agua subterránea del Partido de Pergamino: efecto a largo plazo de la agricultura continua y a corto plazo de la producción intensiva de granos. Taller Internacional sobre Contaminación de Suelos y Aguas por Agroquímicos. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata, 11 al 14 de abril.
- Andriulo, A.; S Portela; MC Sasal & F Rimatori. 2004. Efecto del tipo de suelo sobre el transporte de solutos en lisimetros. I. Nitratos. Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Paraná, 22 al 25 de junio.
- Castiglioni, MG; CI Chagas; MJ Massobrio; OJ Santanatoglia & A Buján. 2006. Análisis de los escurrimientos de una microcuenca de Pampa Ondulada bajo diferentes sistemas de labranza. Ciencia del suelo 24(2): 169-176.
- Chagas, CI; RS Lavado; CA Revila & GJ Macias. 1999. Movimiento superficial de fósforo en la pampa ondulada. Ciencia del Suelo 17 (2): 46-53.
- EPA (822-S-12-001). 2012. Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories. Environmental Protection Agency. Office of Water U.S Washington.
- Fixen, P. 2003. Dinámica del fósforo en el suelo y en el cultivo en relación al manejo de los fertilizantes fosfatados.https://www.researchgate.net/publication/228551560_Dinamica_del_fosforo_en_el_suelo_y_en_el_cultivo_en_relacion_al_manejo_de_los_fertilizantes_fosfatados (consultado Marzo/2018).
- Heckrath, G; PC Brookes; PR Poulton & KWT Goulding. 1995. Phosphorus leaching from soils containing different concentrations in the Broadbalk experiment. J. Ennviron. Qual. 24: 904-910.
- Lake, I; A Lovett; K Hiscock; M Betson; A Foley; G Sünnenberg; S Evers & S. Fletcher. 2003. Evaluating factors influencing groundwater vulneravility to nitrate pollution: developing the potencial GIS. J. Environ. Manage. 68: 315-328.
- Marchetti, R & N Verna. 1992. Quantification of the phosphorus and nitrogen loads in the minor rivers of the Emilia-Romagna coast (Italy): A methodological study on the use of theoretical coefficients in calculating the loads. Intern. Confer. on Marine Coastal Eutrophication. Bologna, 21-24 Marzo 1990. Sci. Total Environ. Suppl.: 315-336.
- Rimski-Korsakov, H.; G Rubio & RS. Lavado. 2009. Effect of Water Stress in Maize Crop Production and Nitrogen Fertilizer Fate. Journal of Plant Nutrition 32: 565–578.
- Sasal, MC; MG Wilson; A Guezengar &. 2010. Efecto de la aplicación de agroquímicos al cultivo de maiz sobre el agua superficial y subterránea de una microcuenca. IV Congreso sobre Uso y Manejo del Suelo (UMS 10). Coruña (España) 14-16 de julio.
- Sasal, MC; MG Wilson; JD Oszust; MG Castiglioni. & AE Andriulo. 2012a. Destino de fugas de N, P y glifosato del sistema agrícola. Congreso Argentina y Ambiente. Mar del Plata, 28 al 31 de junio.
- Sasal, MC. 2012b. Factores condicionantes de la evolución estructural de suelos limosos bajo siembra directa. Efecto sobre el balance de agua. Tesis de Doctorado en Agronomía. Escuela para Graduados Alberto Soriano, Universidad de Buenos Aires. 130 pp.
- Subsecretaria de Recursos Hídricos de la Nación. 2003. Niveles Guía Nacionales de Calidad de Agua Ambiente. 24p
- Withers, PJA & RA Hodgkinson. 2009. The effect of farming practices on phosphorus transfer to a headwater stream in England. Agric. Ecosyst. Environ. 131; 347-355.
- Zhang, HC; ZN Cao; QR Shen & MH Wong. 2003. Effect of phosphate fertilizer application on phosphorus (P) losses from paddy soils in Taihu lake region. I: Effect of phosphate fertilizer rate on P losses from paddy soil. Chemosphere 50, 695–701.

C6P37. ¿CÓMO AFECTAN LOS CULTIVOS DE COBERTURA LAS EMISIONES DE ÓXIDO NITROSO DEL CULTIVO POSTERIOR?

Vangeli, Sebastián[123]; Restovich, Silvina[4]; Azich, Pablo[4] y Posse, Gabriela[1]

[1]INTA, Instituto de Clima y Agua. CIRN, CNIA, INTA Castelar; [2]CONICET; [3]UBA, Facultad de Agronomía, Cátedra de Manejo y Conservación de Suelos; [4] INTA, EEA Pergamino, Grupo Gestión Ambiental. vangeli.sebastian@inta.gob.ar

RESUMEN

La inclusión de cultivos de cobertura (CC) durante el barbecho invernal genera una serie de beneficios agronómicos y ambientales. Uno de ellos podría ser la mitigación del cambio climático, debido a un aumento en la intercepción de carbono y en la eficiencia en el uso de nitrógeno. Sin embargo, algunos trabajos internacionales reportan aumentos en la emisión de óxido nitroso (N_2O), principal gas de efecto invernadero emitido en sistemas agrícolas, debido al aporte de nitrógeno al sistema de los residuos del CC (especialmente cuando este fuera una leguminosa). Por el momento, la información disponible en Argentina es muy escasa. El objetivo de este trabajo es cuantificar el efecto de incluir CC sobre la emisión de N_2O en suelos agrícolas de la Región Pampeana. Para ello se trabajó sobre un ensayo de larga duración ubicado en la EEA Pergamino (INTA), evaluando rotaciones con y sin CC. Se incluyeron 4 tratamientos: i) Vicia, ii) Avena y iii) Testigo (estos 3 con maíz fertilizado con 32 kg N ha^{-1} entre V_5-V_6) y iv) Vicia sin fertilización nitrogenada en el cultivo comercial. Se midió la emisión de N_2O en 5 fechas durante las primeras etapas de crecimiento del cultivo comercial (maíz) posterior al secado de los CC. Los resultados indican que las emisiones de N_2O aumentan en las primeras etapas del cultivo comercial en los tratamientos con Vicia como CC (independientemente de la fertilización). No hubo diferencias significativas entre Avena y Testigo. Hubo diferencias significativas para la emisión de N_2O entre fechas, las cuales pudieron ser asociadas al nivel de humedad del suelo. También hubo una correlación positiva entre las emisiones de N_2O y la concentración de nitratos en el suelo.

Palabras clave: cambio climático, mitigación, rotaciones

INTRODUCCIÓN

La inclusión de cultivos de cobertura (CC) genera beneficios agronómicos y ambientales (Alvarez *et al*., 2017) sin afectar sensiblemente los rendimientos de los cultivos comerciales (Pinto *et al*., 2017). Distintos trabajos reportaron mejoras en algunas propiedades físicas (Restovich *et al.*, 2011; Castiglioni *et al*., 2016), químicas (Luo *et al.*, 2010; Duval *et al*., 2016) y biológicas (Chavarría *et al*., 2016) del suelo debido a la incorporación de CC en las rotaciones. La provisión de algunos servicios ecosistémicos tales como la protección del suelo a la erosión (Blanco-Canqui *et al*., 2013), la disminución de la contaminación de la capa freática por lixiviación de nitrógeno (Portela *et al*., 2016) y el control de malezas, especialmente en estadios tempranos del cultivo comercial (Teasdale, 1996) se incrementó al incluir CC.

Un servicio ecosistémico global importante en el contexto actual es la mitigación del cambio climático. Si bien es esperable que la incorporación de CC mejore la captura de carbono y optimice el uso de recursos disminuyendo la emisión de gases con efecto invernadero (GEI) (Delgado *et al*., 2011), la evidencia disponible hasta el momento no permite afirmar esto con claridad. Por el contrario, algunos trabajos reportaron que las emisiones de óxido nitroso (N_2O), principal GEI emitido por el suelo en sistemas agrícolas, no se afectaron o incluso aumentaron debido a la inclusión de CC, especialmente cuando estos fuesen leguminosas (Basche *et al.*, 2014; Sanz-Cobena *et al*., 2014). Sin embargo, la información disponible hasta el momento para la Región Pampeana es muy escasa.

El objetivo de este trabajo fue cuantificar el efecto de incluir CC sobre la emisión de N_2O en suelos agrícolas de la Región Pampeana, durante la fase de crecimiento del cultivo comercial posterior. Para ello, se monitorearon las emisiones de N_2O durante las primeras fases de crecimiento del maíz en un ensayo de larga duración ubicado en la EEA Pergamino, en parcelas que incluyen gramíneas (avena) y leguminosas (vicia) como CC, y un testigo sin CC. Se presentan resultados parciales del primer año de experimento.

MATERIALES Y MÉTODOS

Diseño experimental

Se trabajó sobre un ensayo de larga duración ubicado en la EEA INTA Pergamino. Dicho experimento tiene un diseño en parcelas divididas con 3 bloques. El sistema de labranza del ensayo es siembra directa y los cultivos de verano son alternadamente maíz y soja, separados por barbechos que incluyen o no CC. También hay dos niveles de fertilización nitrogenada durante el crecimiento del cultivo comercial: 0 y 32 kg N/ha aplicados en el entresurco al voleo (urea). El ensayo, que presenta 8 CC distintos, se instaló en 2005 sobre un suelo Argiudol típico serie Pergamino, de textura franco-limosa. Para este trabajo se seleccionaron 2 especies como CC: una gramínea (*Avena sativa* L.) y una leguminosa (*Vicia sativa* L.). Los tratamientos fueron 4: Vicia (ViciaF) y no fertilizada (ViciaNF), avena fertilizada (Avena) y testigo fertilizado (Testigo). En todos los casos la fertilización hace referencia a la efectuada durante el crecimiento del maíz. Se realizaron mediciones en esos 4 tratamientos, en los 3 bloques. Debido a la elevada variación espacial de las emisiones de N_2O, se realizaron 2 sub-réplicas dentro de cada parcela (10x30m), las cuales fueron promediadas. Los CC Avena y Vicia fueron sembrados en línea con una densidad de 80 y 20 kg semilla ha^{-1}, respectivamente. La vicia se inoculó con *Rhizobium leguminosarum* biovar *viceae*. El maíz (*Zea mays* L.), DK 747, se sembró en líneas separadas a 0,70 m y con 0,20 m entre plantas (aproximadamente 75.000 plantas ha^{-1}). A la siembra se realizó una fertilización de base con 32 kg P_2O_5 ha^{-1}. En los tratamientos fertilizados, se realizó una aplicación en V5-6 de 32 kg N ha^{-1} aplicado al voleo en el entresurco (urea).

Medición y estimación de la tasa de emisión de N_2O

Se realizaron mediciones de N_2O luego de la siembra de maíz (fecha de siembra: 06/10/17) y de la fertilización nitrogenada (fecha de fertilización: 22/11/17). Se presentan los datos de 5 fechas: 2 posteriores a la siembra de maíz (17/10 con suelo seco y 20/10 con suelo húmedo), y 3 luego de la fertilización nitrogenada (29/11 con suelo muy seco, 04/12 con suelo muy húmedo y 06/12 con humedad intermedia). En cada fecha, se tomaron muestras compuestas en cada parcela para determinaciones de nitratos, amonio y humedad (a partir del cual se calculó el porcentaje de poros llenos de agua, conocido como WFPS). También se cuantificó, de manera adyacente a cada cámara, la temperatura del suelo (Tsuelo).

Las emisiones de N_2O se estimaron mediante el método de cámaras cerradas con ventilación (Livingston & Hutchinson, 1995). La concentración de las muestras gaseosas se estimó por cromatografía gaseosa en un cromatógrafo de captura de electrones marca AGILENT (Agilent Technologies 6890N) con inyección automática de la Cátedra de Bioquímica de la Facultad de Agronomía (UBA). Las cámaras tienen un tamaño de 37 cm de largo, 25,5 de ancho y 14 de altura. Las mediciones se realizaron incluyendo la vegetación. En el caso en que esta superara la altura de la cámara, la vegetación fue cortada a una altura de aproximadamente 10 cm, unos minutos antes de comenzar las mediciones. En cada medición, se tomaron tres muestras de aire de 10 mL a intervalos de 15 minutos entre las 9 y las 12 AM. La tasa de emisión de N_2O fue calculada por el método de regresión lineal (Venterea, 2010).

Análisis estadístico

Se aplicó un modelo lineal mixto con medidas repetidas en el tiempo, con la fecha, el tratamiento y su interacción (Fecha*Tratamiento) como efectos fijos y el bloque como efecto aleatorio. Se utilizó una estructura de correlación temporal autoregresiva continua de orden 1, que se utiliza cuando los tiempos entre mediciones no son equidistantes (como en este caso). Debido a que no se cumplían los supuestos de normalidad y homoscedasticidad, se realizó una transformación logarítmica en base 10 de la tasa de emisión de N_2O y se trabajó con heteroscedasticidad en la combinación Fecha*Tratamiento. Las correlaciones entre la emisión de N_2O y las variables edáficas fueron determinadas a través del método de Spearman.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La emisión de óxido nitroso presentó diferencias significativas entre tratamientos y entre fechas ($p<0,001$). También fue significativa la interacción Tratamiento*Fecha ($p=0,002$). Los tratamientos con Vicia presentaron mayores emisiones de N_2O, independientemente del nivel de fertilización (Figura 1a). La avena no presentó diferencias significativas respecto del testigo. La fecha en la que se registraron mayores emisiones de N_2O fue el 20/10 (posterior a la siembra con suelo húmedo), mientras que la fecha con menor nivel de emisión fue el 29/11 (luego de la fertilización, pero con suelo muy seco). En aquellas fechas en las que hubo mayores emisiones de N_2O, la diferencia entre los tratamientos

con CC y el testigo aumentaron, mientras que, en fechas con bajas tasas de emisión, no se encontraron diferencias entre tratamientos (Figura 2).

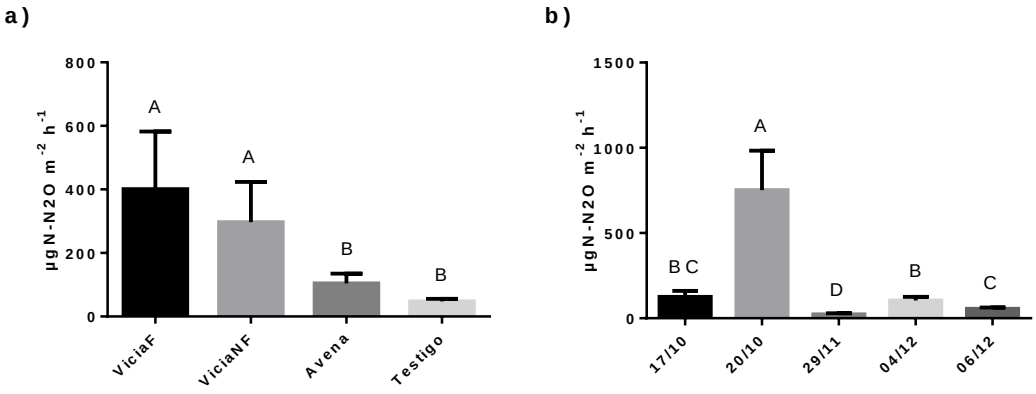


Figura 1: Emisión de N_2O (microgramos de nitrógeno en forma de óxido nitroso) promedio para: a) los distintos cultivos de cobertura del ensayo y b) las fechas de medición. Letras distintas indican diferencias significativas entre niveles de los factores. Las barras de error expresan el error estándar.

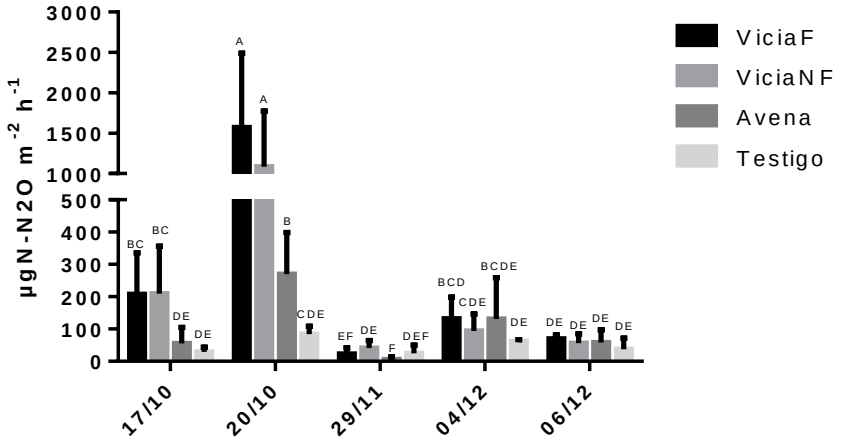


Figura 2: Emisión de N_2O (microgramos de nitrógeno en forma de óxido nitroso) por tratamiento para todas las fechas estudiadas.

La tasa de emisión de N_2O correlacionó positivamente con el WFPS y el contenido NO_3^-, y negativamente con Tsuelo, mientras que no hubo correlación significativa con el contenido de NH_4^+ (Figura 3). De esos factores, el más importante en el periodo bajo estudio resultó la humedad. La relación entre la temperatura del suelo y las emisiones es contraria a la esperada según la bibliografía. La emisión de N_2O es el resultado de procesos microbiológicos que ocurren en el suelo, y aumentando su tasa junto con la temperatura. En este trabajo, la relación Tsuelo-emisión de N_2O es negativa, lo cual podría deberse a la correlación, también inversa, existente entre Tsuelo y WFPS en el periodo bajo estudio ($r=-0,7$; $p<0,001$). Además, el rango de temperatura de suelo en el periodo bajo estudio no presentó temperaturas muy bajas (fueron >15°C en todos los casos), lo cual no limitaría la ocurrencia de los procesos biológicos que resultan en emisiones de N_2O.

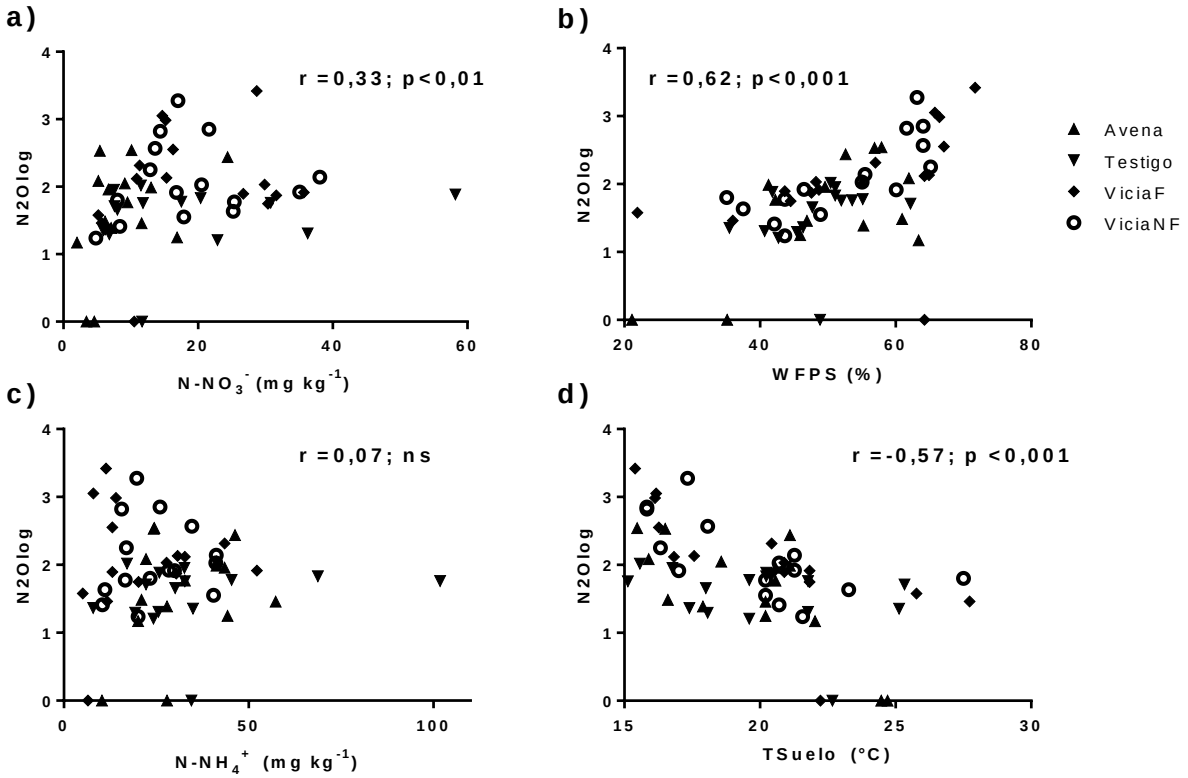


Figura 3: Logaritmo en base 10 de la emisión de nitrógeno en forma de óxido nitroso (log mg N-N_2O) en función de: a) nitrógeno en forma de nitratos, b) porcentaje de poros del suelo ocupados por agua, c) nitrógeno en forma de amonio y d) temperatura del suelo.

CONCLUSIONES

Estos resultados preliminares indican que la incorporación de leguminosas como CC a las rotaciones podría tener efectos negativos sobre la mitigación del cambio climático, al menos en las primeras etapas de crecimiento del cultivo comercial posterior a los CC. Es necesario realizar mediciones a lo largo de toda la campaña (incluyendo el periodo de crecimiento de los CC) y durante varios años para tener resultados concluyentes. En el periodo bajo estudio la humedad fue el principal factor que reguló las emisiones.

AGRADECIMIENTOS

El financiamiento de este trabajo proviene del INTA, PNNAT 1128023: Emisiones de gases con efecto invernadero y del Proyecto de promoción científica Exp. 2343/2017: Impacto del uso de cultivos de invierno con leguminosas sobre las emisiones de GEIs, UNNOBA. Vangeli tiene una beca doctoral INTA-CONICET.

BIBLIOGRAFÍA

- Alvarez, R; HS Steinbach & JL De Paepe. 2017. Cover crops effects on soils and subsequent crops in the pampas: a meta-analysis. Soil. Till. Res 170, 53-65.
- Basche, A; FE Miguez; T Kaspar & MJ Castellano. 2014. Do cover crops increase or decrease nitrous oxide emissions? A meta-analysis. J. Soil Water Conserv 69, 471–482.
- Blanco-Canqui, H; JD Holman; AJ Schlegel; J Tatarko & T Shaver. 2013. Replacing fallow with cover crops in a semiarid soil: Effects on soil properties. Soil Sci. Soc. Am. J. 77: 1026-1034
- Castiglioni, MG; RA Navarro Padilla; M Eiza; R Romaniuk; M Beltran & F Mousegne. 2016. Respuesta en el corto plazo de algunas propiedades físicas a la introducción de cultivos de cobertura. Ci del Suelo 34, 263-278.

- Chavarría, DN; RA Verdenelli, DL Serri, SB Restovich, AE Andriulo, JM Meriles & S Vargas-Gil. 2016. Effect of cover crops on microbial community structure and related enzyme activities and macronutrient availability. Eur. J. Soil Biol 76, 74–82
- Delgado, JA; PM Groffman; MA Nearing; T Goddard; D Reicosky & R Lal. 2011. Conservation practices to mitigate and adapt to climate change. J. of Soil and Water Cons 66, 118A-129A.
- Duval, M; JA Galantini; JE Capurro & JM Martínez. 2016. Winter cover crops in soybean monoculture: Effects on soil organic carbon and its fractions. Soil Till. Res.161, 95-105
- Livingston, GP & GL Hutchinson. 1995. Enclosure-based measurement of trace gas exchange: Applications and sources of error. En: PA Matson & RC Harriss (eds). Methods in Ecology. Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions From Soil and Water. Blackwell Sci., Malden, Mass. 14–51.
- Luo, Z; Wang E & Sun OJ. 2010. Soil carbon change and its responses to agricultural practices in Australian agro-ecosystems: a review and synthesis. Geoderma 155: 211-223.
- Pinto, P; ME Fernandez-Long & G. Piñeiro. 2017. Ag. Ecosystems & Env 248, 48-57.
- Portela, SI; SB Restovich; HM Gonzalez & MJ Torti. 2016. Reducción del drenaje profundo y la lixiviación de nitrógeno en rotaciones agrícolas con cultivos de cobertura. Ecología Austral. 26, 212-220.
- Venterea, RT. 2010. Simplified method for quantifying theoretical underestimation of chamber-based trace gas fluxes. J. Environ. Qual. 39:126–135.
- Restovich SB; AE Andriulo & C Amendola. 2011. Introducción de cultivos de cobertura en la rotación soja-maíz: efecto sobre algunas propiedades del suelo. Ci del Suelo. 29, 61-73.
- Sanz-Cobena, A; S. García-Marco; M. Quemada; JL Gabriel; P Almendros & A Vallejo. 2014. Do cover crops enhance N2O, CO2 or CH4 emissions from soil in Mediterranean arable systems? Sci. Total Environ 466–467, 164–174.
- Teasdale, J.R. 1996. Contribution of cover crops to weed management in sustainable agricultural systems. J. Prod. Agr. 9:475–479.

C6P38. PANORAMA ACTUAL DEL USO DE RELLENOS SANITARIOS EN ETAPA POST-CLAUSURA Y ALTERNATIVAS DE INNOVACIÓN

Zubillaga, Marta Susana; García Serra, Julieta; Zubillaga, M. Mercedes y Branzini, Agustina

Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía (FAUBA). Cátedra de Fertilidad y Fertilizantes. Av. San Martín 4453, CABA, Argentina. Email: zubillag@agro.uba.ar

RESUMEN

El modelo actual de gestión de residuos en diferentes lugares del mundo tiene como principal destino controlado, la disposición final en rellenos sanitarios. En Argentina, la mayor proporción de residuos sólidos urbanos (RSU) es generada por el área metropolitana de Buenos Aires y gestionada por la Coordinación Ecológica del Área Metropolitana Sociedad del Estado (CEAMSE). Los rellenos sanitarios atraviesan distintas etapas desde su habilitación: emplazamiento, funcionamiento, cierre y post-clausura. Esta etapa final es compleja y sensible, y su gestión debe garantizar los procesos de monitoreo de gases y lixiviados y mantenimiento del predio. La implementación de actividades que permitan un uso sustentable del sitio, resulta un desafío. Este trabajo tiene como objetivo recopilar información a nivel mundial sobre los distintos destinos dados a las áreas de rellenos sanitarios en su etapa post-clausura. Se pretende mostrar la diversidad de alternativas con la posibilidad de extrapolar experiencias a los rellenos próximos que entran en la etapa post-clausura. Se plantean factores críticos de las diferentes situaciones analizando además las oportunidades que ofrecen. Se observó que la mayoría de las actividades que se realizan en rellenos post-clausura son de tipo recreativo y social, conservación de flora y fauna y de generación de energía. Como riesgo general a la no planificación es la intrusión, con consecuencias directas en la salud de los pobladores asentados, así como la no obtención de los beneficios que su uso sustentable proporcionaría. Se destaca la experiencia FAUBA-CEAMSE un caso innovador en Argentina de uso del área de relleno post- clausura para la producción de cultivos biomásicos como fuente bioenergética de segunda generación.

Palabras clave: bioeconomía de residuos, clausura de rellenos

INTRODUCCIÓN

Los modelos de consumo creciente instalados a nivel mundial, han llevado a un importante aumento en la generación de residuos cuyo principal destino aceptado como disposición final son los rellenos sanitarios (Ye *et al*., 2015). En los últimos años en los países desarrollados han logrado implementarse sistemas de gestión de residuos que disminuyen la disposición final y por ende la cantidad de rellenos sanitarios (USEPA, 2009). En cambio, los países en desarrollo, la implementación de rellenos sanitarios es la alternativa más utilizada para disminuir el contacto de los residuos con el ambiente (Chemlal et al., 2013).

Todas las etapas implícitas en el relleno sanitario, desde la decisión de la puesta en funcionamiento hasta la etapa de post-clausura implican un constante desafío tecnológico, de innovación y financiero. En vista de la localización, cantidad, superficie y volumen de rellenos que atravesaran en un tiempo determinado la etapa post-clausura, es necesario conocer alternativas que hacen a la gestión sostenible de los sitios, y buscar metodologías innovadoras. La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA, de las siglas en inglés), estableció que todo uso del terreno durante el período post-clausura no debe perturbar el funcionamiento de los sistemas de contención de residuos o de los sistemas de control de lixiviados y gases. En la normativa Argentina, se destaca la resolución N° 1143/02 de la provincia de Buenos Aires que establece pautas de clausura y mantenimiento post-clausura, donde indican un plazo de 30 años de mantenimiento del relleno, monitoreo ambiental, sin indicar actividades que pudieran desarrollarse en el sitio.

En Argentina, la mayor proporción de RSU del país (40%) es generada en el área metropolitana de Buenos Aires donde funciona la CEAMSE responsable de su tratamiento y disposición. Su gestión abarca una superficie de 8.800 km^2 y reciben más de 16.000 toneladas diarias de RSU y otros residuos tratados (Zubillaga, 2013). El Complejo Ambiental Villa Domínico de la CEAMSE es el mayor relleno sanitario en Argentina que se encuentra en etapa post-clausura. Su etapa activa se mantuvo durante 26 años (1978-2004), habiéndose dispuesto diferentes tipos de residuos como RSU, residuos patogénicos tratados, cenizas de incineración de diferentes orígenes, totalizando 48 millones de toneladas.

La correcta gestión, más allá de la diversidad de alternativas, debe contemplarse desde la visión de la bioeconomía, que implica la búsqueda del desarrollo basado en el aprovechamiento de recursos biológicos e innovaciones tecnológicas. El concepto bioeconomía es relativamente nuevo para muchos países de Latinoamérica, por lo que las

políticas y normativas existentes en relación a él están en etapa inicial de desarrollo. Se destacan Brasil, Chile y Argentina, que empezaron a desarrollar políticas y regulaciones hace por lo menos dos décadas. Promover el enfoque bioeconómico en la gestión del sitio, implica contemplar y accionar sobre problemas globales apremiantes como el cambio climático, seguridad alimentaria, pérdida de biodiversidad, seguridad energética, inequidad social y pobreza persistente.

Este trabajo tiene como objetivo recopilar información sobre los destinos dados a áreas de rellenos sanitarios en su etapa post-clausura. Se pretende mostrar la diversidad de alternativas y la posibilidad de extrapolar experiencias a rellenos sanitarios próximos a implementarse la etapa de post-clausura. Se plantean factores críticos que pueden ser para realizar una matriz de análisis. Esto permitirá diagnosticar situaciones y facilitará de herramientas innovadoras a los tomadores de decisiones.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se realizó un relevamiento de los usos post-clausura de rellenos sanitarios en el mundo, y se seleccionaron 30 casos por estar publicadas sus actividades. Se agruparon en 6 categorías según el uso predominante post-clausura: áreas naturales (AN), recreación (R), uso urbano (U), energía solar (ES), energía eólica (EE) y como categoría innovadora, producción de biomasa para uso energético (PB). Para las 6 categorías establecidas se determinaron factores críticos que hacen a su establecimiento y funcionamiento. Se presentan en la Tabla 1 los casos seleccionados y categorizados en función de las actividades e instalaciones.

Tabla 1. Rellenos en etapa post-clausura, ubicación y categoría de uso (C.U): Área natural (AN), Energía solar (ES), Energía Eólica (EE) Producción de Biomasa para uso energético (PB) y Recreación (R).

C.U	Nombre, País	Actividades	Link
	Leesbrok, Reino Unido	Área natural, Caminatas, ciclismo, cabalgatas.	http://www.pennineedgeforest.org.uk/file_download/9/
	Thurrock Thamside, Reino Unido	Área natural. Observación de aves. Centro de visitantes.	http://www.essexwt.org.uk/reserves/thurrock-thameside
	Valdemingomez, España	Parque Forestal	http://oa.upm.es/38531/9/ISRAEL_ALBA_RAMIS_03.pdf
	Millenium Park, EEUU	Área natural con campos de deportes, parques infantiles, aula al aire libre y anfiteatro, senderos para caminar y para bicicleta.	http://www.newtonconservators.org/34millennium.htm
	Cesar Chávez Park, EEUU	Área natural multipropósito, áreas de picnic, senderismo (senderos habilitados para sillas de ruedas).	http://www.ci.berkeley.ca.us/Parks_Rec_Waterfront/
	Reserva Natural Tifft, EEUU	Área natural con espacio para actividades educativas.	http://www.tifft.org/tifft/
	Childwall Woods, UK	Bosque implantado, especies nativas.	http://www.rspb.org.uk/groups/
	Villa Domínico, Argentina	Paisajismo, forestación, laboratorio biotecnológico, vivero, Producción de biomasa para uso energético (experimental)	http://www.ceamse.gov.ar/
	Shwen Wan, China	Campo de golf	http://www.epd.gov.hk/
	Sai Tso Wan, China	Canchas de fútbol y béisbol	http://www.lcsd.gov.hk/
R	Gin Drinkers Bay, China	Circuito BMX y pista de ciclismo.	http://www.epd.gov.hk/
	La Feria, Chile	Parque Urbano del Parque Metropolitano	http://www.revistascca.unam.mx/rica/index.php/rica/article/viewFile/RICA.2016.32.05.09/46677
	Jordan Valley, China	Circuito de carreras de automóviles a control remoto, centro de educación hortícola, jardín comunitario, juegos infantiles, rincón de ejercicios.	http://www.lcsd.gov.hk/
	Hiriya, Mountain, Israel	Parques infantiles, parque de patinaje y rampas. Senderos. Espacios de picnic. Canchas de vóleibol.	http://www.hiriya.co.il/len/apage/

	Roger Park, EEUU	Campo de golf	http://www.rogersparkgolf.net/
	Mable Davis, EEUU	Canchas de baloncesto - muelles de pesca - espacios de picnic - mesas de picnic - parques de juegos - campos de softbol – senderos para caminatas.	https://www.austinparks.org/parks/
	Shoreline Park, EEUU	Senderos para ciclismos y caminatas, canchas de golf y anfiteatro.	http://www.rhorii.com/MVShoreline/
	Lakeside, EEUU	Comercios	http://www.naproperties.com/
	Jerssey garden, EEUU	Comercios	http://www.jerseygarden.net/
	Seaboard Point, EEUU	zona residencial	http://www.nj.gov/dep/newsrel/releases/
U	Borgata Casino, EEUU	Casino y hotel	http://www.psands.com/borgata/
	Emmerson Street, EEUU	Uso comercial y escuela secundaria	http://www.cityofrochester.gov/article.aspx?id=8589936796
	Tessman Road, EEUU	Paneles solares	http://www.hdrinc.com/portfolio/
	Pennsauken, EEUU	Paneles solares	http://www.pfisterenergy.com/
	Rutland, EEUU	Paneles solares	http://www.greenmountainpower.com/
ES	Malagrotta, Italia	Paneles solares	http://www.uni-solar.com/2010/05/
	Bellingham, EEUU	Paneles solares	http://www.kearsargeenergy.com/
	Lawrence, Gales	Turbinas eólicas	http://www.windenergydirect.ie/
	Carnaby, UK	Turbinas eólicas	http://www.fcc.es/en/-/fcc
	Georgswerder, Alemania	Paneles solares y turbinas eólicas	http://www.iba-hamburg.de/en/projects/energieberg-georgswerder/
PB	Prelići, Serbia	Producción de cultivos biomásicos (Experimental)	http://vspep.edu.rs/_

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se destacan los factores positivos, negativos y oportunidades por categoría de uso post-clausura (Tabla 2). Los aspectos técnicos, económicos y políticos son los que determinan el uso post-clausura. Como riesgo general de la no planificación se presenta la posibilidad de ocupación no autorizada del área, con consecuencias directas sobre la salud de los pobladores asentados. La falta de planificación limita las posibilidades del uso sustentable e impide la obtención de un retorno económico. La planificación del uso debe contemplar la continuidad de las tareas de recolección de lixiviados y gases, así como el mantenimiento de la cobertura vegetal (Sampson, 2009). Además, las alternativas que involucran acceso al público deben garantizar la seguridad para los visitantes, así como la facilidad de acceso al área, incluyendo transporte público. Como oportunidades, que surgen de la planificación adecuada, se destacan la implementación de tecnologías innovadoras y el surgimiento de nuevos negocios asociados a alternativas sustentables. Estas oportunidades resultan fundamentales para lograr la transición hacia energías renovables y afrontar el desafío de adaptación a la bioeconomía. Una oportunidad común es el aprovechamiento energético del biogás (Bolan et al. 2013).

Aspectos técnicos, económicos y políticos son los que determinan el uso post-clausura. Mientras que las alternativas energéticas presentan elevados costos de inversión inicial, la creación de áreas naturales y parques recreativos muchas veces obtienen una baja ponderación en la toma de decisiones ya que sus beneficios son sociales y no económicos. La alternativa urbana presenta riesgos asociados a la construcción.

Las áreas naturales constituyen refugios para la biodiversidad e involucran actividades en contacto con la naturaleza, generan oportunidades para la restauración de servicios ecosistémicos y contribuyen a que las ciudades sean más saludables elevando su calidad ambiental y mejorando la belleza estética (Madurapperuma & Kuruppuarachchi, 2016). Se destaca la conservación de especies nativas y su valorización, como ser la educación ambiental.

Tabla 2. Factores positivos, negativos y oportunidades por categoría de uso post- clausura.

Categoría	Factores positivos	Factores negativos	Oportunidades
AN	Conservación de especies de plantas y animales. Restauración de servicios ecosistémicos en áreas urbanas. Integración social. Educación Ambiental. Remediación del sitio.	Contaminación del sitio (suelo y agua).	Acercamiento a la naturaleza en espacios de áreas urbanas.
R	Integración social Uso deportivo, cultural y educativo.	Limitaciones constructivas	Fomento de Actividades deportivas con instalaciones específicas (BMX, golf, etc.,) - Innovación Tecnológica.
U	Uso comercial del espacio	Limitaciones constructivas	Creación de vivienda Empleo Desarrollo económico
ES	Aprovechamiento recursos energéticos locales. Beneficios ambientales (Reducción GEI). Aprovechamiento espacio abierto. Facilidad de acceso a red eléctrica. Beneficios económicos	Dificultades técnicas para la colocación de paneles Restricciones geográficas Aspectos técnicos del relleno (tiempo desde el cierre, dimensiones, entre otros) Elevada inversión inicial	Innovación Tecnológica. Diversificación de la matriz energética Formación de recursos humanos. Generación de empleo local.
EE	Aprovechamiento de los recursos energéticos locales. Beneficios ambientales Aprovechamiento del espacio abierto. Facilidad de acceso a la red eléctrica. Beneficios económicos.	Dificultades técnicas para la colocación de turbinas eólicas. Restricciones geográficas Elevada variabilidad debida a cambios en los vientos. Aspectos técnicos del relleno (tiempo desde el cierre, dimensiones, entre otros).	Innovación Tecnológica. Diversificación de la matriz energética Formación de recursos humanos. Empleo local.
PB	Especies con pocos requerimientos Beneficios ambientales (mejora de la calidad del suelo) Fitorremediación	Dificultades de transformación energética. Dificultades para el manejo de especies exóticas (estudios a largo plazo).	Innovación Tecnológica Diversificación de la matriz energética Formación de recursos humanos Empleo local

Se visualiza como debilidad, las situaciones de contaminación del área generada por la propia actividad del relleno, con afectación directa en los servicios ecosistémicos (De Soto *et al.*, 2012; Regadío *et al.*, 2012). Se plantea como estrategia la implementación de prácticas remediadoras. Las áreas de recreación involucran gran diversidad de actividades (deportivas, picnic; actividades artísticas; eventos culturales, etc.), que fomentan la integración social. Permiten oportunidades de deportivas que requieren de instalaciones específicas (como canchas de golf o pistas de ciclismo), incluso actividades deportivas para minusválidos. Entre las debilidades, existen dificultades para establecer construcciones de grandes dimensiones debido a las características del terreno, implicando un desafío en innovación tecnológica. En ocasiones, han ocurrido incendios debido a las dificultades en el manejo de los gases, poniendo en peligro a los visitantes (Harnik *et al.*, 2006). El uso sustentable, podría verse amenazado por el escaso retorno económico. El uso urbano incluye: la instalación de un centro comercial con pequeñas tiendas y estacionamiento o el uso como pista para aterrizaje de helicópteros. Las debilidades están relacionadas a los desafíos estructurales de construcciones en terrenos frágiles. Los factores críticos involucran el peligro de incendios debido a escape de gases, las alternativas se relacionan con la colocación de sistemas innovadores de extracción y quema del gas recolectado. Si bien existen opciones que permiten mejoras en la seguridad de la construcción, como las estructuras sobre pilotes de hormigón sobre la que luego pueden articularse rampas de acceso, los peligros de deterioro son los principales riesgos. Existe evidencia de peligros a causa construcciones sobre rellenos post-clausura, como el caso de un supermercado en Cleveland EE.UU. (The Wall Street Journal, sept. 2008).

El uso del área para la generación de energía solar, es una práctica relativamente creciente e innovadora (Sampson, 2009). La localización de instalaciones solares en las grandes extensiones que ofrecen los rellenos permite el aprovechamiento del espacio sin perjudicar sustancialmente el bajo aspecto paisajístico del área. La implementación de esta alternativa podría aliviar el estrés (por ejemplo, desmonte) que sufren las áreas naturales para instalaciones de energía renovable. Entre las dificultades se presenta la factibilidad propia del desarrollo tecnológico y depende de la ubicación geográfica, de las condiciones del relleno (edad, composición de los residuos, tipo de plan de mantenimiento, etc.) y de las capacidades técnicas y económicas para su desarrollo (Michaud *et at.*, 2013).

La generación de energía eólica en rellenos es una práctica reciente que ha comenzado a desarrollarse principalmente en Europa. Entre los beneficios se destaca la generación energética a partir de un recurso renovable que, de la misma manera que para los proyectos solares, cuenta con fácil acceso a la red eléctrica debido a la ubicación estratégica de los rellenos. A su vez permite la obtención de beneficios económicos considerando que el costo de implementación actualmente resulta competitivo en comparación con otras fuentes de nueva generación (Constanti & Beltorne, 2006). Los aspectos técnicos son un obstáculo que se debe sortear para la construcción de grandes estructuras. También resulta condicionante la ubicación geográfica ya que la velocidad del viento disponible en la región será el determinante en la viabilidad del empleo del recurso eólico con fines energéticos (Mastrángelo *et at.*, 2004).

Actualmente, la producción de biomasa para uso energético se encuentra en etapas experimentales. En el relleno sanitario de la CEAMSE, Villa Domínico, Buenos Aires, se encuentra un proyecto de producción de cultivos energéticos en el marco de un convenio de con la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires (FAUBA). En este relleno post-clausura, se ha avanzado con la implantación de parcelas con cultivos biomásicos para la generación de energía (Zubillaga & Ratto, 2012). Los datos obtenidos de este proyecto son alentadores, con rendimientos comparables a rendimientos obtenidos en suelos agrícolas. Los cultivos biomásicos son especies de gramíneas C4 con bajo requerimiento de nutrientes (Iqbal *et al.*, 2015), que pueden proporcionar beneficios ambientales tales como la reducción de gases de efecto invernadero, la mitigación de la erosión y la mejora de la fertilidad del suelo (Zegada-Lizarazu *et al*., 2010). La principal debilidad de esta alternativa es que presenta elevados costos iniciales de implantación, que se realiza a partir de rizomas. Es necesaria la correcta selección del tratamiento posterior a la obtención de la biomasa. Algunas alternativas, como la producción de bioetanol, son procesos complejos desde el punto de vista técnico y podrían resultar en costos elevados.

Para la situación de Argentina, todas las alternativas energéticas consideradas en este estudio son una oportunidad en el contexto de la Ley 27.191/2016 que establece como objetivo lograr una contribución de las fuentes renovables de energía hasta alcanzar el 20% del consumo de energía eléctrica nacional, al 31 de diciembre de 2025. También son una oportunidad de generación de empleo local y capacitación en el área de energías renovables. Finalmente, los proyectos contemplados en estas opciones son una oportunidad de afrontar los desafíos de la bioeconomía, ya que apuntan a un aumento de las energías renovables contribuyendo a la diversificación de la matriz energética y a sus beneficios ambientales.

CONCLUSIONES

La mayoría de las actividades que se realizan en rellenos post-clausura se asocian al uso como áreas naturales o recreativas, resultando un desafío toda actividad que involucre instalaciones. En ningún caso se han observado actividades agrícolas con fines alimenticios. Se destaca la experiencia FAUBA-CEAMSE como único caso de actividades post-clausura para la producción de cultivos biomásicos como fuente de bioenergía. La diversidad de alternativas presentadas puede ser de utilidad para los tomadores de decisiones al momento de establecer el uso post-clausura de rellenos y se considera que las opciones de gestión basadas en el marco de la bioeconomía, permite desarrollar estrategias que contemplan nuevos paradigmas tecno-productivos.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen la financiación a la Universidad de Buenos Aires (UBACyT BA 2014-17 20020130100227BA.).

BIBLIOGRAFÍA

- Alba Ramis, I. 2015. Tesis doctoral. Los paisajes del desecho. Reactivación de los Lugares del deterioro. Universidad Politécnica de Madrid. España.
- Bolan, NS; R Thangarajan; B Sesdhari; U Jena; CK Das; H Wang & R Naidu. 2013. Landfills as a bio refinery to produce biomass and capture biogas. Bioresour Technol. 135: 578-87
- Chemlal, R.; N Abdi, N; N Drouiche; NH Louici; A Pauss & N Mameri. 2013. Rehabilitation of Oued Smar Landfill into a recreation park: Treatment of the contaminated waters. Ecol. Eng. 51: 244-248.
- Constanti, M & Beltorne. P. 2006. Wind Energy Guide for County Commissioners. National Renewable Energy Laboratory Wind Powering America National Association of Counties. U.S. Department of Energy by the National Renewable Energy Laboratory, USA. Pag 28.
- De Soto, IS; M Ruiz; C Ayora; R García; M Regadío & J Cuevas. 2012. Diffusion of land- fill leachate through compacted natural clays containing small amounts of carbonates and sulfates. Appl. Geochem. 27:1202-1213.
- Harnik, P; M Taylor & B Welle. 2006. From Dumps to Destinations: The Conversion of Landfills to Parks. Forum. Placer 18: 83-88.
- Iqbal, Y; M Gauder; W Claupein; S Graeff-Hönninger & I Lewandowski. 2015. Yield and quality development comparison between Miscanthus and Switchgrass over a period of 10 years. Energy 89: 268-276.
- Lobo García de Cortázar A; M Szantó Narea & S Llamas. 2016. Cierre, sellado y reinserción de antiguos vertederos. Experiencias en Iberoamérica. Rev. Int. Contam. Ambie. 32 (Especial Residuos Sólidos) 123-139.
- Madurapperuma, BD & KA Kuruppuarachchi. 2016. Rehabilitating a landfill site of lowland tropical landscape into an urban green space: A case study from the Open University of Sri Lanka International. J. Sustain. Built. Environ. 5: 400-410.
- Mastrángelo, S; R Iannini & J González. 2004. Energía Eólica Teoría y Características de Instalaciones. Boletín Energético CNEA 13: 1-56.
- Michaud, W; Kiantreungwattana, K; Mosey, G & Brown, K. 2013. Technical report. Best Practices for Siting Solar Photovoltaics on MSW Landfills. National Renewable Energy Laboratory (NREL)/TP-7A3052615. US. Environmental Protection Agency (USEPA). Pag 52.
- Regadío, M; De Soto, IS; Ruiz AI; Rodríguez Rastrero M; Sánchez N; Gismera, M; PD Sevilla; J Rodríguez & Cuevas J. 2012. Waste Manag. 32: 482–497.
- Sampson, G. 2009. Solar Power Installations on Closed Landfills: Technical and Regulatory Considerations. U.S. Environmental Protection Agency. Pag 36.
- The Wall Street Journal. 2008. Wall-Mart Closes Store Built on Landfill. Sitio web: www.wsj.com/articles/SB122148759964036367. 12/2017.
- Ye, Z; H Zhang,; L Yang; Y Wu; J Qian; Geng & M Chen. 2016. Effect of solar Fered-Fenton system using recirculation reactor on biologically treated landfill leachate. J. Hazard. Mater. 319:51-60.
- Zegada-Lizarazu, W; H Wolter Elbersen; SL Cosentino; A Zatta; E Alexopoulou & Monti, A. 2010. Agronomic aspects of future energy crops in Europe. Biofuels Bioprod. Bioref. 4:674–691.
- Zubillaga, M S & S Ratto. 2012. Alternativas para el tratamiento de residuos. Encrucijadas UBA 54: 45-49.
- Zubillaga, M S. 2013. El destino de los residuos sólidos urbanos de la ciudad de Buenos Aires. Breve diagnóstico y algunas alternativas. Rev. FAUBA 33:79-89.

C7P1. PRÁCTICA DE EXTENSION UNIVERSITARIA PARA CARACTERIZAR EL SUELO DE UNA HUERTA ESCOLAR

Acosta, Adriana M.; Olmos, Graciela V.; Biotti, Romina D.yAttala, Soraya S.

Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral, Santiago del Estero 2829, Santa Fe, Argentina.adrimabelacosta@gmail.com

RESUMEN

La necesidad de incorporar conocimientos específicos para mejorar las prácticas de tratamiento de suelos, cultivos, riego y fertilización de una huerta, por parte de un establecimiento escolar de nivel secundario, permitieron la construcción de esta propuesta de intercambio de saberes con la Cátedra de Química Vegetal y del Suelo perteneciente a la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Nacional del Litoral, en el marco de Prácticas de Extensión de Educación Experiencial.Cada uno de los encuentros realizados entre ambas instituciones se planteó de manera conjunta, teniendo en cuenta que en cada actividad se abordaron temas implicados tanto en el currículo escolar como en el universitario. Los encuentros realizados entre ambas instituciones, fueron con modalidad Taller teórico-práctico, haciendo hincapié en el desarrollo de habilidades en la manipulación de instrumentos y materiales de laboratorio; trabajando con ensayos sencillos de suelo. Todos los contenidos, tanto prácticos como teóricos, se volcaron en las distintas aplicaciones realizadas luego en la huerta escolar. El conjunto de actividades realizadas lograron acercar a los alumnos universitarios a las prácticas docentes, a la vez que pusieron al alcance de los alumnos del nivel medio, conocimientos y ensayos vinculados a la experimentación en ciencias básicas.

Palabras claves: análisis físico-químicos, articulación, educación experiencial

INTRODUCCIÓN

La presente propuesta surgió como una respuesta a las inquietudes manifestadas por docentes y directivos de la EET N° 2025 “Ceferino Namuncurá” de la ciudad de Santa Fe, con la intención de promover en sus alumnos el estudio de la Química, la Física y disciplinas afines a partir de los intereses y prácticas que tienen lugar en la escuela y su entorno. Dado que no cuentan con laboratorio para el abordaje experimental, las actividades de huerta se realizan a partir de los contenidos incluidos en el currículo y la práctica en el terreno. Es por ello que resulta necesario incorporar conocimientos específicos sobre suelo y química vegetal que permitan el desarrollo teórico-experimental en laboratorio. A partir de la realización de trabajos prácticos se pueden incorporar conocimientos directamente vinculados con las tareas que se desarrollan en la escuela y su contexto de pertenencia. Estas actividades permiten, además, el intercambio de saberes prácticos y científicos, habilitando y fortaleciendo espacios de articulación y vínculo entre la comunidad universitaria y la comunidad escolar.

Según Camilloni, la educación experiencial es una clase particular de aprendizajes con un enfoque holístico que trata de relacionar el aprendizaje académico con la vida real. Se propone al alumno realizar actividades en las que, a partir de esa conexión con la práctica, ponga a prueba en una situación auténtica, es decir, de la vida real, las habilidades y los conocimientos teóricos que posee, que evalúe sus consecuencias, enriquezca esos conocimientos y habilidades, identifique nuevos problemas y fije prioridades en cuanto a las urgencias de su solución. Se trata de habilidades que hay que desarrollar intencionalmente en los alumnos que son los que deben asumir esa tarea de manera responsable y consciente. Cuando se trabaja en el marco de situaciones reales, observar, comprender, razonar, dudar y decidir deben convertirse en habilidades inescindibles entre sí. Plantean así problemas nuevos, no rutinarios, que obligan a formular buenas hipótesis y a hallar nuevas soluciones. El alumno aprende en un marco en el que se apunta al logro simultáneo de fines comunitarios y educativos, aprende a usar los conocimientos en el trabajo(Camilloni, 2013).

En cuanto a la vinculación, el problema a trabajar es la inserción educativa y social de la comunidad escolar en las actividades de enseñanza, investigación y extensión de la universidad. Se busca promover mecanismos de convivencia, trabajo conjunto e intercambio entre los actores sociales y universitarios que permita acortar la brecha entre contextos de pertenencia y referencia. A partir del trabajo continuo que la Facultad de Ingeniería Química (FIQ) viene desarrollando con diferentes escuelas secundarias de la ciudad, se ha detectado la escasa o nula articulación que existe entre los conceptos teóricos y la práctica experimental en el área de Química.Las escuelas demandan la intervención de la facultad en distintas áreas y temas referentes a la Química para realizar trabajos prácticos con los estudiantes tendientes a favorecer la interpretación y apropiación de los conocimientos teóricos desarrollados que resultan abstractos y desvinculados de sus aspectos aplicados.

Este tipo de articulación entre la facultad y el medio, implica para docentes y alumnos universitarios proyectar los saberes aprendidos hacia la comunidad explorando formas de acercamiento y valorando las realidades encontradas. Para los alumnos del nivel medio se procura que alcancen conocimientos y prácticas vinculadas a la experimentación en

ciencias básicas. Mientras que para el medio social en que residen los alumnos se procura, a través de la divulgación científica, que conozcan adelantos tecnológicos.La extensión viene a proponer la articulación de aquel docente investigador con la sociedad, borrando los límites del aula, del currículo, de lo "estrictamente académico". Así, hay quienes sostienen que la extensión surge como transferencia de aquello que sucede en la Universidad a la comunidad, mientras que otros aducen a la noción de extensión en tanto comunicación dialógica con la comunidad (Tomassino&Cano, 2016). En la actividad docente, la extensión desafía el ritmo universitario, promoviendo espacios en que los estudiantes y los docentes pueden pensarse en contextos diversos, respondiendo de manera conjunta a demandas de la comunidad. De esta manera, las propuestas de extensión pueden considerarse como una instancia más de aprendizaje en la cual se ponen en juego aspectos disciplinares, vinculares y socialespudiendo acortar la brecha que existe entre los contenidos teóricos, prácticos "controlados" y las prácticas "reales".

Los objetivos de esta propuesta consistieron en identificar los conocimientos previos y aquellos que son necesarios incorporar en la comunidad escolar, para mejorar sus prácticas de cultivo y el rendimiento de los mismos; favorecer la articulación entre los conocimientos teóricos y la experiencia práctica y generar vínculos entre la comunidad universitaria y la comunidad escolar. Se realizaron varios trabajos prácticos en contextos reales de aplicación, basados en los que se dictan en la asignatura Química Vegetal y del Suelo, reelaborados por los estudiantes universitarios. De esta manera se fomentó su formación profesional y compromiso social, a la vez que los estudiantes secundarios adquirieron conocimientos básicos necesarios para aplicar en la huerta donde trabajan.

MATERIALES Y MÉTODOS

La propuesta se llevó a cabo a partir del armado de grupos de trabajo integrados por estudiantes que cursaron la materia Química Vegetal y del Suelo, que se dicta en la FIQ, durante los años 2016y 2017, tres docentes de la cátedra, un practicante extracurricular de docencia, un alumno tutor y el equipo de trabajo de la Subsecretaría de Extensión de la FIQ-UNL.Por otra parte, los participantes de la EET Nº 2025 "Ceferino Namuncurá" fueron los docentes de Química de dicho establecimiento, 21 estudiantes en el año 2016 y 25 estudiantes en el año 2017, todosde 4º año con orientación en Ciencias Naturales.

En primera instancia, en cada uno de los años de proyecto, se eligieron los temas a desarrollar y la bibliografía correspondiente y se instó a los alumnos de la FIQ a buscar bibliografía ampliatoria. Esta actividad tuvo como objetivo la familiarización de los estudiantes con el tema a abordar y el desarrollo de los contenidos durante la visita a la Escuela. En segunda instancia, los alumnos de la FIQ tuvieron que elaborar las guías de trabajo que posteriormente realizarían en conjunto con los alumnos de la Escuela, tanto, en el laboratorio de Química General de la Facultad como en la propia institución escolar. Cabe destacar que cada una de las realizadas, tuvieron en cuenta los contenidos abordados por los alumnos universitarios y los contenidos que se abordaban en la institución escolar al momento de cada encuentro. De esta manera, se trató de fortalecer el abordaje de los contenidos teóricos, así como también el desarrollo de habilidades en la manipulación de instrumentos y materiales de laboratorio.

Los siguientes Trabajos Prácticos se realizaron durante el año 2016(LopezRitas&LopezMelida, 1990) (Corbella & Fernández de Ullivarr, 2006) (Acosta & Olmos, 2013).

Trabajo Práctico 1: Conceptos básicos sobre suelo

Realizado en la Escuela "Ceferino Namuncurá". Los objetivos fueron aproximar a los alumnos a los conceptos básicos sobre suelo y analizar los requerimientos básicos para la toma de muestras de suelo y su posterior acondicionamiento. Consistió en un trabajo práctico teórico con recorrido de la huerta escolar, lo cual fue propicio para el diálogo entre los alumnos de ambas instituciones. Utilizando como soporte una presentación de Power-point se abordaron contenidos como tipos de suelo y estados de agregación.

Trabajo Práctico 2: Análisis físicos y químicos de suelo

Realizado en el Laboratorio de Química General, FIQ-UNL. Los objetivos fueron conocer los estados de agregación del suelo, analizar el estado de acidez o alcalinidad de las muestras de suelos y aplicar la determinación de densidad al cálculo de porosidad. Las experiencias efectuadas fueron:Análisis textural cualitativo sobre la muestra de suelo de la huerta escolar, Determinación de pH y Determinación de densidad aparente y densidad real.

Los siguientes Trabajos Prácticos se realizaron durante el año 2017(LopezRitas&LopezMelida, 1990) (Corbella & Fernández de Ullivarr, 2006) (Acosta & Olmos, 2013).

Trabajo Práctico3: Análisis físicos y químicos del suelo (Parte 1)

Realizado en el Laboratorio de Química General FIQ-UNL. Se llevaron a cabo los mismos ensayos del TP 2.

Trabajo Práctico 4: Análisis físicos y químicos del suelo (Parte 2)

Realizado en el Laboratorio de Química General FIQ-UNL. Los objetivos fueron analizar la infiltración de agua en cada muestra de suelos mediante la observación del fenómeno, relacionar los conceptos de porosidad y permeabilidad de suelo, detectar la presencia de sulfatos en distintas muestras de suelo y determinar la presencia de carbonatos en las distintas muestras de suelo. Los ensayos fueron:Permeabilidad del suelo, Ensayos de sulfatos solubles y Ensayos de carbonato de calcio y magnesio.

Trabajo Práctico 5: Análisis químico en vegetales

Realizado en el Laboratorio de Química General FIQ-UNL. Los objetivos fueron demostrar mediante el diseño experimental procesos metabólicos como la fotosíntesis y respiración en vegetales. Observar el proceso mediante el cual las plantas transportan agua y nutrientes desde el suelo. Comprobar la capacidad de almacenaje de nutrientes del suelo. Observar las distintas hojas de vegetales e identificar la deficiencia de cada una. Los ensayos fueron: Fotosíntesis y respiración en plantas acuáticas, Transporte de agua y nutrientes en vegetales, Síntomas visuales de deficiencia de nutrientes en vegetales.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La práctica se evaluó conjuntamente con los participantes del proyecto teniendo en cuenta el alcance y los objetivos planteados, expectativas, acciones realizadas y futuras, entre otros. Los estudiantes de la FIQ fueron evaluados en el diseño de la actividad en función de los contenidos mínimos requeridos para elaborar un procedimiento, que permita realizar la actividad práctica con los estudiantes de la Escuela. Los contenidos consistieron en: título, alcance, objetivos, materiales y métodos, fundamentos, desarrollo y resultados, conclusiones y bibliografía. Cabe destacar que la construcción de cada unode los trabajos prácticos fueron acordados con los docentes secundarios atendiendo los temas abordados en química, de manera de trabajar los contenidos teóricos tocados en el aula y su aplicación en el contexto real la huerta.

Durante dos años se realizaron encuentros en los que participaron todos los actores involucrados en la práctica, adicionales a aquellos en los que se efectuaron los trabajos prácticos, de modo de analizar la experiencia y habilitar un espacio en el que la comunidad escolar de cuenta de su nivel de satisfacción en relación con las expectativas y necesidades planteadas al iniciar las prácticas, el deseo de continuar el trabajo conjunto, las mejoras o cambios que podrían mejorar el proyecto, entre otros.

Las determinaciones abordadas en el laboratorio de la FIQ incluyeron la explicación de las técnicas, fundamentos e interpretación de resultados, a cargo del estudiantado universitario. Cabe resaltar la predisposición de la Institución Escolar para continuar trabajando en articulación con la cátedra, lo que abre el juego a nuevos proyectos a partir del reconocimiento de necesidades y demandas de la Escuela. Por otro lado, la posibilidad de continuar con el trabajo interdisciplinario da cuenta que los resultados obtenidos al momento son satisfactorios.

Las actividades de co-formación propiciaron un aprendizaje compartido, creando un ambiente estimulante, en el cual los individuos participantes se sintieron apoyados y en confianza para consolidar su propia forma de aprendizaje. Algunos autores, como Martí y colaboradores destacan que los estudiantes, pueden ofrecer a otros estudiantes ayuda pedagógica de calidad, por haber sido recientes aprendices y conservar la sensibilidad del tema abordado (Martí et al, 1996). Además, quienes ejercen el rol de aprendices, pueden “imitar” a sus compañeros en acciones y procedimientos y en las formas de abordar un problema y resolverlo. Los estudiantes secundarios mostraron gran interés por cada una de las actividades desarrolladas en ambas instancias, especialmente las realizadas en el laboratorio (Figura 1).

En cuanto a los estudiantes universitarios involucrados manifestaron las siguientes fortalezas de esta experiencia: el fomento del trabajo en grupo, la predisposición al diálogo, la experiencia con grupos numerosos y el acercamiento a la práctica docente. Mientras que las debilidades observadas fueron: las dificultades surgidas para coordinar actividades debido a la cantidad de actores involucrados, la escasa disponibilidad de tiempo para desarrollar con mayor amplitud el trabajo práctico y la necesidad de incluir mayor cantidad de ensayos cuantitativos.

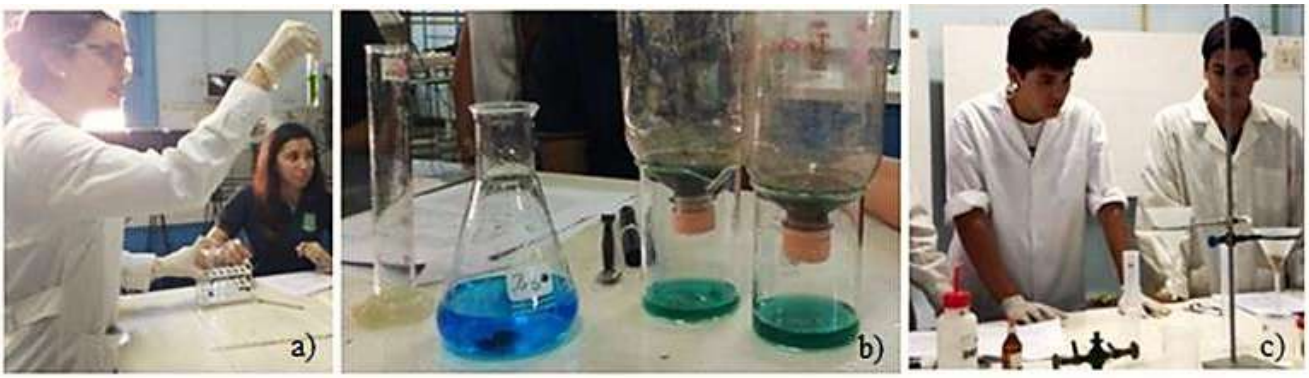


Figura1. a) Observación de la fotosíntesis, b)Ensayo de contenido de materiaorgánica, c) Ensayo de permeabilidad.

CONCLUSIONES

La experiencia a nivel académico de la Práctica de Extensión fue muy valiosa, alcanzando ampliamente las expectativas iniciales, logrando vínculos estrechos entre alumnos y docentes de ambas instituciones, lo cual favoreció la identificación de aquellos conocimientos necesarios para mejorar las prácticas escolares. El compromiso de ambas comunidades de las instituciones educativas permitió el enriquecimiento tanto a nivel disciplinar como social, mejorando la articulación entre los conocimientos teóricos y la experiencia práctica.

Es necesario, volver a destacar que estas actividades fueron guiadas por estudiantes universitarios que se mostraron predispuestos a la enseñanza, y compartieron su aprendizaje reciente con los alumnos y alumnas de la escuela secundaria. La ventaja de no tener una brecha generacional, hizo que ambos estudiantes (universitarios y secundarios) pudieran compartir referentes culturales, lingüísticos y sociales, lo cual también contribuyó a una buena comunicación entre los participantes.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la Secretaría de Extensión de la UNL la financiación de la Práctica de Extensión de Educación Experiencial “Caracterización de suelos para el mejoramiento de los cultivos y su rendimiento en una huerta escolar de la ciudad de Santa Fe”.

BIBLIOGRAFÍA

- Camilloni, A; G Menéndez; M Rafaghelli; MKessler&MBofelli (1ª Edición). 2013. Integración docencia y extensión. Otra forma de aprender y de enseñar. Universidad Nacional del Litoral. Santa Fe. Argentina.11-21.
- Tomassino, H & A Cano. 2016.Modelos de extensión universitaria en las universidades latinoamericanas en el siglo XXI: tendencias y controversias. Universidades 67: 7-24.
- LopezRitasJ&JLopezMelida. 1990. El Diagnóstico de Suelos y Plantas. Métodos de Campo y Laboratorio. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. España. 89-92, 151-178, 247-253.
- Corbella R, Fernández de Ullivarrí J. 2006. Materia Orgánica del Suelo. Facultad de Agronomía y Zootecnia. Universidad Nacional de Tucumán. Argentina. 3-8.
- AcostaA& G. Olmos. 2013.¿Dóndeestamosparados?www.fiq.unl.edu.ar/culturacientifica. Últimaconsultamarzo de 2018.
- Martí, E; C Gómez-Granell; M García-Milà; M Orozco & B Steren. 1996. Piaget y Vigotsky. La construcción mediada de los aprendizajes escolares. Revista latinoamericana de psicología. 28: 473-495.

C7P2. APLICACIÓN MÓVÍL COMO HERRAMIENTA DIDÁCTICA EN LA ENSEÑANZA DE LA TAXONOMÍA DE SUELOS

Amín, Silvana[1]; Becerra,M. Alejandro[1,2]; Chilano, Yanina[1] yParra,Baltazar[1]

[1]Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. RN 36 km 601. Río Cuarto. Argentina.
[2]Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba. Ing Agr. Félix Aldo Marrone 746 - Ciudad Universitaria. Córdoba. Argentina.mabecerra@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN

La asignatura 'Sistema suelo' dictada para estudiantes de la carrera de Ingeniería Agronómica de la Universidad Nacional de Río Cuarto tiene entre sus objetivos básicos generar la capacidad de realizar la clasificación de suelos. Soil Taxonomy es el sistema de clasificación de suelos utilizado en Argentina. Es un sistema extenso, de difícil terminología, elevada complejidad, que se apoya fuertemente en claves; éstas características determinan dificultad para su comprensión y aplicación práctica, siendo utilizadosolo por un grupo reducido de científicos. Según encuestas realizadas a los estudiantes en los años 2012 y 2016, la taxonomía fue uno de los temas más interesantes, pero también el más difícil de entender.Frente a esta problemática fue necesario el diseño de nuevas herramientas didácticas. La incorporación del uso delos*smartphones* al proceso de enseñanza-aprendizaje, genera estructuras cognitivas, donde los estudiantes interactúan a medida que aprenden. Unaaplicación móvil,es unaaplicación informáticadiseñada para ser ejecutada en teléfonos inteligentes, *tablets*y otros dispositivos móviles y permite al usuario efectuar una tarea concreta. Para mejorar la comprensión de la taxonomía del suelo se desarrolló una aplicación para dispositivos con sistema operativo Android, con el fin de presentar a los estudiantes la clasificación del suelo de una manera más amigable. El objetivo principal de la utilización de la aplicación fue ayudar a los estudiantes a clasificar los suelos hasta nivel de Gran grupo a través de claves simplificadas. La aplicación consiste en la simplificación del sistema Soil Taxonomy, incluye enlaces a un glosario con imágenes, mapas de distribución de órdenes de los suelos dominantes e imágenes de perfiles de suelos. La puesta en práctica fue durante el dictado de la asignatura Sistema Suelo del ciclo lectivo 2017. Mediante encuestas se conoció la percepción de los estudiantes que utilizaron la aplicación. Se produjo una disminución del 48% al 31% del porcentaje de estudiantes que pensaban que la taxonomía es el tema más difícil, siendo elegido como el que mejor se entendió por el 41% de los estudiantes frente al 23% en las encuestas anteriores. Algunos aspectos positivos que destacaron los alumnos sobre el uso de la aplicaciónfueron la sencillez,organización de la información, ser explicativa e intuitiva, rápida, con imágenes demostrativas, actualizada, innovadora, integradora de temas y que se pueda llevar a todos lados. En cuanto a aspectos negativos manifestaron la imposibilidad de descargarla en todos los teléfonos y la falta de imágenes de algunos Grandes grupos de suelos. Estos resultados son muy prometedorestanto para facilitar la enseñanza de la clasificación de suelos como para mejorar la integración entre la taxonomía y otros como la génesis y la morfología. Se propone seguir utilizando esta nueva herramienta didáctica durante el cursado de la asignatura Sistema Suelo, en otras asignaturas de suelo de la carrera de Ingeniería Agronómica y en el desempeño profesional del futuro Ingeniero Agrónomo.

Palabras claves: Soil Taxonomy, m-learning, app.

C7P3. PRÁCTICA EDUCATIVA EN LA ENSEÑANZA DE LA CIENCIA DEL SUELO. PARTE I

Andina Guevara, D.P. y Benimeli, M.F. (ex aequo)

Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucumán. Avenida Roca 1900. San Miguel de Tucumán. Argentina. dorkasandinaguevara@gmail.com

RESUMEN

En el Plan de Expansión y Mejoramiento de la Educación Técnico Agropecuaria y en la currícula de la Escuela de Agricultura y Sacarotecnia (EAS), se estipula que en el 7º año del Ciclo de Especialización se deben realizar Prácticas Educativas, las cuales se encuentran enmarcadas dentro de la ley 26.206 de Educación Nacional. En éste contexto, durante el período lectivo 2017, se realizó la **Práctica Educativa (PE), No Rentada** bajo el título **"Muestreo de suelos, acondicionamiento de las muestras y determinaciones de algunas variables edáficas básicas"** en la Cátedra de Edafología de la Facultad de Agronomía y Zootecnia (F.A.Z) de la Universidad Nacional de Tucumán (UNT) con un estudiante de 7º año de la EAS. El objetivo de este trabajo fue presentar y reflexionar sobre la experiencia transitada desde el rol docente como director en la PE, desde la elaboración del plan de trabajo (PT) hasta la aprobación del informe final realizado por el estudiante. La metodología utilizada para llevar a cabo el PT, elaborado en el marco de la PE, fue de tipo cuanti y cualitativo. Éste conjugaba una complementación teórico-práctica para la formación integral del estudiante en relación al campo profesional específico de la especialización. La labor docente consistió en un acompañamiento en las actividades propuestas en el PT, observación y seguimiento de las mismas y evaluación de las tareas cumplimentadas pertenecientes al PT elaborado. El cursante de pregrado se adaptó excelentemente a las pautas del PT. Mostró clara definición sobre su futura vocación. Como logro adicional de esta experiencia se realizó el trabajo de investigación titulado: **Incidencia de los factores bioclimáticos en la estabilidad estructural en los suelos tucumanos**, cuyos detalles abordaremos en una segunda presentación. La conclusión abarca aspectos referidos a fortalezas y sugerencias que se identificaron a lo largo de la implementación del proyecto.

Palabras clave: Prácticas profesionalizantes, escuela técnica, escuelas experimentales

INTRODUCCIÓN

Con la intención de garantizar una continuidad del estudiante en el sistema universitario, la Universidad Nacional de Tucumán (UNT) posee 7 (siete) Escuelas Experimentales pre-universitarias de reconocida trayectoria en los diferentes niveles del Sistema Educativo (http://www.unt.edu.ar/Institucional/Escuelas.php&gws_rd=cr&dcr=0&ei=bA9IWvvuFsaCwQTK5ZHICw). En un principio los establecimientos dependían de cuatro Facultades, pero en el año 1997 pasaron al **Consejo de Escuelas Experimentales**. Una de estas instituciones universitarias es la Escuela de Agricultura y Sacarotecnia (EAS). En ese año los títulos que otorgaba eran el de Perito Agrónomo y el de Perito Sacarotécnico.

En el año 2009, se realizaron los cambios necesarios para adaptar el Proyecto Curricular de la EAS a la Ley de Educación Técnico Profesional 26.058 (Decreto CF 144- Res. Nº 047-015) incorporando un 7º año obligatorio. En el año 2015 egresó la primera promoción de Técnicos en las dos especialidades Agroindustrial y Agropecuario. El Plan de Estudios está estructurado en dos ciclos de tres años: ***orientación*** (*1º, 2º y 3º*) y cuatro años: ***especialización*** (*4º, 5º, 6º y 7º*), respectivamente. Desde 4to Año se puede elegir la orientación con una formación especializada, para formar profesionales en el rubro.

En el Plan de Expansión y Mejoramiento de la Educación Técnico Agropecuaria (EMETA) y en la currícula de la Escuela de Agricultura y Sacarotecnia (EAS), se estipula que en el 7º año del Ciclo de Especialización se deben realizar Prácticas Educativas, las cuales se encuentran enmarcadas dentro de la ley 26.206 de Educación Nacional (capítulo 4, artículo 33).

Ley 26206: CAPÍTULO IV EDUCACIÓN SECUNDARIA

ARTÍCULO 33.- Las autoridades jurisdiccionales propiciarán la vinculación de las escuelas secundarias con el mundo de la producción y el trabajo. En este marco, podrán realizar prácticas educativas en las escuelas, empresas, organismos estatales, organizaciones culturales y organizaciones de la sociedad civil, que permitan a los/as alumnos/as

el manejo de tecnologías o brinden una experiencia adecuada a su formación y orientación vocacional. En todos los casos estas prácticas tendrán carácter educativo y no podrán generar ni reemplazar ningún vínculo contractual o relación laboral. Podrán participar de dichas actividades los/as alumnos/as de todas las modalidades y orientaciones de la Educación Secundaria, mayores de dieciséis (16) años de edad, durante el período lectivo, por un período no mayor a seis (6) meses, con el acompañamiento de docentes y/o autoridades pedagógicas designadas a tal fin. En el caso de las escuelas técnicas y agrotécnicas, la vinculación de estas instituciones con el sector productivo se realizará en conformidad con lo dispuesto por los artículos 15 y 16 de la Ley N° 26.058.

Ley 26058: CAPITULO II DE LA VINCULACION ENTRE LAS INSTITUCIONES EDUCATIVAS Y EL SECTOR PRODUCTIVO

ARTICULO 15. — El sector empresario, previa firma de convenios de colaboración con las autoridades educativas, en función del tamaño de su empresa y su capacidad operativa favorecerá la realización de prácticas educativas tanto en sus propios establecimientos como en los establecimientos educativos, poniendo a disposición de las escuelas y de los docentes tecnologías e insumos adecuados para la formación de los alumnos y alumnas. Estos convenios incluirán programas de actualización continua para los docentes involucrados.

ARTICULO 16. — Cuando las prácticas educativas se realicen en la propia empresa, se garantizará la seguridad de los alumnos y la auditoría, dirección y control a cargo de los docentes, por tratarse de procesos de aprendizaje y no de producción a favor de los intereses económicos que pudieran caber a las empresas. En ningún caso los alumnos sustituirán, competirán o tomarán el lugar de los trabajadores de la empresa.

Las PE, también conocidas como Prácticas profesionalizantes (PP), surgieron entonces como una Política Curricular orientada a optimizar la Formación Técnica, satisfaciendo tanto las necesidades formativas de los jóvenes como los requerimientos de la industria nacional (Rojas, 2012)

Uno de los objetivos de la Práctica Educativa (PE) en el marco legal e institucional, es generar mecanismos, instrumentos y procedimientos para el ordenamiento y la regulación de la Educación Técnico Profesional.

En éste contexto, durante el período lectivo 2017, se realizó la **Práctica Educativa (PE), No Rentada** bajo el título **"Muestreo de suelos, acondicionamiento de las muestras y determinaciones de algunas variables edáficas básicas"** en la Cátedra de Edafología de la Facultad de Agronomía y Zootecnia (F.A.Z) de la Universidad Nacional de Tucumán (UNT) con un estudiante de 7º año de la EAS.

Coincidimos con Rojas (2011) en que la vinculación de la institución educativa con el medio es un reaseguro de la calidad en la formación, cuando existe una articulación con otros actores de la sociedad (gobierno, ONGs, empresas, sindicatos, centros de salud, universidad entre otros). Como parte de la calidad se puede analizar la pertinencia al estudiante, lo que implica el ajuste y adecuación de las acciones de enseñanza a la realidad concreta de los educandos, teniendo en cuenta sus intereses y recursos personales, aspecto que fue tenido en cuenta durante el desarrollo de la PE.

El objetivo de este trabajo fue presentar y reflexionar sobre la experiencia transitada desde el rol docente como director en la PE, desde la elaboración del Plan de Trabajo (PT) hasta la aprobación del informe final realizado por el estudiante.

MATERIALES Y MÉTODOS

La metodología utilizada para llevar a cabo el PT, elaborado en el marco de la PE, fue de tipo cuanti y cualitativo. El PT conjugaba una complementación teórico-práctica para la formación integral del estudiante en relación al campo profesional específico de la especialización del joven.

El estudiante (B.R) se integró al cursado de la asignatura de Edafología de la carrera de grado de FAZ compartiendo el espacio curricular de la carrera de Ingeniería Agronómica con aproximadamente 200 alumnos de tercer año de la misma.

El desarrollo de las actividades fue principalmente en las instalaciones de la Facultad de Agronomía, ubicada en finca El Manantial, aproximadamente a 8,5 km del centro de San Miguel de Tucumán y se puede acceder a ella por la ruta provincial 301.

La labor docente consistió en un acompañamiento en las actividades propuestas en el PT, observación y seguimiento de las mismas y evaluación de las tareas cumplimentadas pertenecientes al PT elaborado.

En elPT sedebía dar cumplimiento a 220 horas establecidas en el Acta Acuerdo Individual de Prácticas Educativas entre la escuela y la facultad, el cual estaba diseñado de la siguiente manera:

Trabajo de Gabinete:
-Revisión de bibliografía referida a Muestreo de suelos.
-Participación en las clases teóricas de la asignatura.
-Participación en las clases prácticas de la asignatura.
-Seminarios de exposición al concluir cada etapa del proceso vivenciado.
-Análisis de la importancia agronómica de los datos obtenidos.
-Elaboración de informe final.
Trabajo de campo:
-Salidas al campo experimental de la FAZ para la adquisición de la destreza de muestreo y su puesta en práctica.
-Toma de muestras compuestas y simples de calicatas cavadas a tal efecto.
Trabajo de Laboratorio:
-Acondicionamiento de las muestras.
-Determinación de pH, Conductividad Eléctrica, Densidad Aparente y Contenido Hídrico.

Para dar inicio a la PE se realizó una entrevista al estudiante a fin de tomar conocimiento de sus expectativas respecto a la práctica, presentarle el PT e indagar sobre sus intereses profesionales.

De ese primer acercamiento, donde también se realizó una visita guiada por las instalaciones de la FAZ, se adquirieron herramientas para flexibilizar el PT. Debido a su interés manifiesto por la carrera de Geología, se incorporaron actividades adicionales como encuentros con profesionales de esa unidad académica, la visita al museo Miguel Lillo de Ciencias Naturales (Figura 1), con salas dedicadas a la geología y al InSuGeo (Instituto Superior de Correlación Geológica- Figura 2) con el fin de alentar su orientación vocacional. Se tomó conocimiento de que el establecimiento educativo (EAS), del cual provenía el estudiante, presenta otro requisito además de la PE para adquirir el título de Técnico Agropecuario, que es la presentación de un Trabajo final de investigación, el cual puede o no estar vinculadocon la PE.



Figura 1: Exposición de minerales del Museo Miguel Lillo



Figura 2*:* Dr. F.Sardi en su ámbito de trabajo, mostrando sus muestras en el microscopio

Como docentes tutoras, el objetivo principal fijado fue que la experiencia pudiera brindar al interesado conocimientos tanto académicos como prácticos, más allá de lo que se persigue como fundamental para el desarrollo profesional como técnicos de los egresados. Teniendo en cuenta que las EAS pertenece al conjunto de las escuelas preuniversitarias de la UNT, se consideró necesario brindar un bagaje de conocimientos y vivencias propias del ámbito de una carrera de grado que presuponga la continuidad del individuo en instancias de educación superior universitaria, planteada como una inquietud por parte del joven en el comienzo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El cursante de pregrado se adaptó de manera excelente alas pautas del PT mostrando una predisposición a las actividades propuestas, se adecuó satisfactoriamente a las Normativas, fue puntual. Desde el punto de vista actitudinal, el estudiante presentó gran capacidad de adaptación a las condiciones académicas de la vida universitaria, mostró juicio crítico desarrollado sobre las buenas prácticas agronómicas. Presentó independencia en el trabajo, gran capacidad cognitiva, correcta interpretación de las consignas, claridad conceptual, coherencia en las producciones individuales como así también prolijidad y orden en la resolución de consignas.

Mostró clara definición sobre su futura vocación, por lo cual creemos necesario fomentar el interés por los estudios superiores universitarios.

Surge de la experiencia la inquietud por mejorar los mecanismos interinstitucionales para lograr una fluida comunicación entre las partes. Que las PE puedan ser realizadas en el primer cuatrimestre en especial para aquellos temas estacionales.

BR. se planteó una serie de objetivos, agrupados en generales y específicos, que se detallan a continuación (extraídos de su informe final)

- *Objetivos generales*

  -Aprender y acostumbrarme a la proclamada "vida universitaria" con sus respectivos métodos de estudio y tiempos.
  -Adquirir conocimientos de todo el personal de la cátedra de Edafología.
  -Realizar prácticas a campo para poder aplicar todo lo aprendido en la teoría.
  -Tener una buena base para poder realizar mi trabajo final y poder recibirme de Técnico Agropecuario.

- *Objetivos Específicos*

  -Asistir y participar en clases teóricas y teórico prácticas de la cátedra de Edafología.
  -Aprender a manejar los tiempos de estudio y consulta a los profesores.

-Viajar al este de la provincia e INTA Famaillá para observación de calicatas y la determinación de horizontes de diagnóstico.
-Aprender a tomar muestras a campo con el método del cilindro y el barreno.
-Medir pH y conductividad eléctrica además de determinar densidad aparente, estabilidad estructural, contenido de humedad.

En base a los objetivos detallados pudo expresar luego las metas alcanzadas y las dificultades que encontró a lo largo del proceso. En cuanto a las metas pudo destacar el haber aprendido técnicas específicas de la profesión tanto de campo como de laboratorio. Así también la adquisición de conocimientos académicos y vocabulario propio del espacio curricular, lo cual se puso de manifiesto atreves de la aprobación de los exámenes parciales que compartió con los alumnos de grado.

Las dificultades planteadas por el joven fueron solamente aspectos de la técnica tanto de campo como de laboratorio, las cuales se subsanan con el ejercicio de la práctica.

Teniendo en cuenta el concepto de calidad educativa y la vinculación con otros actores y asumiendo el rol docente como escuchas atentos de las demandas de los jóvenes se pudo reafirmar, en este caso en particular, su inclinación vocacional. Para ello deberá considerarse central el proyecto formativo y ocupacional de cada inscripto en un proceso de orientación previo y el posterior seguimiento personalizado.

Los resultados permitieron reflexionar a partir de la experiencia concreta y cuestionarnos sobre el desarrollo de las PE fuera de ámbitos académicos, que abren un abanico de posibilidades laborales. Si bien la ley pretende garantizar a los alumnos y alumnas el acceso a una Base de Capacidades Profesionales y Saberes que les permita su inserción en el Mundo del Trabajo, esto puede contraponerse con el espíritu de las escuelas experimentales de la UNT, que promueven la continuidad hacia los estudios superiores universitarios.

En un estudio realizado y publicado por la Agencia de Desarrollo de Campana –Bs.As. "Observatorio de saberes para el desarrollo de la producción" se intenta describir y explicar la brecha existente entre el sistema educativo y el mundo del trabajo y la producción y "grafica este problema con la imagen del pozo y el muro: la mayor brecha entre ambos sistemas es la que se evidencia con el pozo al que cae el chico cuando egresa exitosamente de la escuela y no saber buscar trabajo, que se le pida experiencia a los 18 años, etc., y el muro en el que se constituye la universidad en cuanto a las posibilidades de inserción en un sistema de estudio en el que no está habituado" (Agencia de desarrollo de Campana 2009). Ésta brecha podría estrecharse si se cumplen íntegramente los objetivos que se plantean para el desarrollo de las PE.

Como logro adicional de esta experiencia se pudo concretar el requerimiento del trabajo de investigación titulado:Incidencia de los factores bioclimáticos en la estabilidad estructural en los suelos tucumanos, cuyos detalles abordaremos en una segunda presentación.

CONCLUSIONES

La conclusión abarca aspectos referidos a fortalezas y sugerencias que se identificaron a lo largo de la implementación del proyecto.

En cuanto a las fortalezas podemos mencionar el equipo de trabajo de la Cátedra de Edafología de la FAZ que permitió la inserción de BR a las actividades, coordinadas por las tutoras, como facilitador de contenidos y espacios vinculados a la tarea docente. La predisposición, como recurso personal del estudiante, que permitieron el desarrollo integral del proceso de la PE en lo cognitivo y actitudinal. Otra fortaleza fue la posibilidad de indagar en las inquietudes vocacionales del estudiante lo que permitió la flexibilización y replanteo del PT. En cuanto a lo interinstitucional, y no menos importante, destacar la fluidez en la articulación entre los actores que generó un ambiente cooperativo de trabajo.

Se sugiere que la institución educativa de origen realice un diagnóstico previo sobre los intereses particulares (estudios superiores o salida laboral inmediata) con el fin de orientar la PE hacia organismos educativos o de investigación y desarrollo o bien hacia empresas u organismos asociados a las capacidades profesionales que adquieren con el título habilitante.

Así mismo se sugiere que los saberes, experiencias, datos surgidos de la PE puedan ser volcados y procesados en la elaboración del trabajo final de investigación con el fin de capitalizar lo aprendido en el desarrollo del PT.

BIBLIOGRAFÍA

- Agencia de Desarrollo de Campana. 2009. Observatorio de saberes para el desarrollo de la producción Campana: Agencia de desarrollo de Campana, Buenos Aires, Argentina
- La Ley Nacional de Educación Técnico Profesional, N° 26.058
- Rojas, J. 2011. El departamento de cooperación: nuevo planteo de las áreas de extensión universitarias.
- Rojas, J. 2012. Prácticas profesionalizantes en la Educación Técnica. Diseño de proyectos para la evaluación por capacidades profesionales Novedades educativas Nº 244. Buenos Aires.
- Universidad Nacional de Tucumán. http://www.unt.edu.ar/Institucional/Escuelas.php&gws_rd=cr&dcr=0&ei=bA9IWvvuFsaCwQTK5ZHICw. (Consultado 4 de enero).

C7P4. PRÁCTICA EDUCATIVA EN LA ENSEÑANZA DE LA CIENCIA DEL SUELO. PARTE II

Andina Guevara, D.P y Benimeli, M.F. (ex aequo)

Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucumán. Avenida Roca 1900. San Miguel de Tucumán. Argentina. dorkasandinaguevara@gmail.com

RESUMEN

En el marco la **Práctica Educativa (PE): "Muestreo de suelos, acondicionamiento de las muestras y determinaciones de algunas variables edáficas básicas"** realizada en la Cátedra de Edafología de la Facultad de Agronomía y Zootecnia (F.A.Z) de la Universidad Nacional de Tucumán (UNT) con un estudiante de 7º año de la EAS, se obtuvo como logro adicional de esta experiencia el trabajo de investigación "Incidencia de los factores bioclimáticos en la estabilidad estructural en los suelos tucumanos". Este trabajo forma parte de los requisitos para adquirir el título de Técnico Agropecuario. Dicha investigación busca evidenciar la Estabilidad Estructural de tres suelos de la climosecuencia correspondiente a la Llanura Chaco Pampeana de Tucumán frente a algunos mecanismos involucrados en la destrucción de agregados: efecto del aire entrampado, impacto de la gota de lluvia y sistema de cultivo y labranza. Se tomaron muestras simples no perturbadas, se acondicionaron, se separó en agregados los cuales fueron sometidos a dos métodos: el método de la gota de Mc Calla, y el método rápido de alcohol y agua de Henin. En los casos estudiados de la H-SH y la SH-S hubo una relación directa entre los factores bioclimáticos y la EE, ya que ambos métodos utilizados arrojaron resultados acordes a los esperados. Sin embargo, para la subregión Sa existió la incidencia de otros aspectos vinculados a la acción antrópica como ser los años de agricultura, los sistemas de labranza y el carbono orgánico. Se sugiere profundizar en el estudio sobre la EE teniendo en cuenta el tipo de estructura, ya que, se observó en un caso puntual, donde alterando la disposición del agregado, un menor N° de gotas fue requerido para desagregación de las partículas.

Palabras clave: Prácticas profesionalizantes, estructura edáfica, climosecuencia.

INCIDENCIA DE LOS FACTORES BIOCLIMÁTICOS EN LA ESTABILIDAD ESTRUCTURAL EN SUELOS TUCUMANOS

RibottaPrebisch, B*, Andina Guevara, D.P y Benimeli, M.F. (ex aequo)
*Estudiante de pregrado de la Escuela de Agricultura y Sacarotecnia.

INTRODUCCIÓN

Luego de la alteración de la roca madre por procesos de meteorización físicos y químicos, obteniendo como resultado el material originario, y por la interacción de los organismos vivos afectados por las condiciones climáticas, locales y temporales, dando lugar al Suelo (S). Es decir, que la formación del suelo depende de varios **factores** expresados en una fórmula planteada por H Jenny: S= función (**clima, organismos vivos**, material original, relieve y tiempo)

Al observar la fórmula, los factores destacados en negrita, corresponden a los **bioclimáticos**. Se dice que un suelo es **zonal** cuando se forma mayoritariamente por estos dos factores, es decir que su morfología se encuentra en equilibrio con el bioclima. En la expresión matemática planteada por Jenny encontramos factores **locales** que engloban al material original y al relieve. Si un suelo es formado mayoritariamente por alguno de ellos, entonces el suelo es denominado **intrazonal,** ya que su morfología se encuentra condicionada por alguno de estos dos factores.

En cuanto al tiempo de evolución de los suelos, podemos mencionar que existen suelos jóvenes, maduros y seniles de acuerdo al grado de impacto de los otros factores sobre el suelo. Se puede mencionar que un suelo es **azonal** cuando su morfología no se encuentra en equilibrio con el **bioclima.** Con respecto a los factores bioclimáticos, considerando el resto constantes (Tiempo, Material original, Relieve), mientras el clima y los organismos vivos varían, el conjunto de suelos que se forman a lo largo de esas variaciones se denominan **climosecuencia.** Un ejemplo de esto se puede observar en la Llanura Chaco Pampeana de Tucumán, donde quedan definidas tres subregiones en función de las precipitaciones que disminuyen de oeste a este: húmeda-subhúmeda (H-SH); subhúmeda-seca (SH-S) y semiárida (Sa). Tanto el material originario como el relieve se mantienen constantes, siendo éstos en la Llanura Chaco Pampeana Loessico y normal respectivamente. Los factores edafogenéticos claramente expuestos por Jenny; clima, litología, relieve y organismos; interactúan creando un perfil edáfico característico relacionado con el desarrollo de un perfil estructural tipo (Pérez Arias, 1992). Se conoce como estructura del suelo al arreglo y la organización de las partículas constitutivas del mismo. Las unidades secundarias que se forman de la unión de las partículas primarias o individuales del suelo, se

denominan agregados. Tales patrones o arreglos espaciales necesariamente incluyen espacios porosos. Existen fuerzas que mantienen unidos esos componentes y que permiten que los agregados se comporten como una unidad. Tales fuerzas son mayores que aquellas que unen agregados adyacentes, de esa forma, al aplicarse una presión sobre una masa de suelo, los agregados se separan por superficies naturales de fragilidad, que representan los límites entre agregados. La estructura del suelo tiene influencia en la mayoría de los factores de crecimiento de las plantas, siendo, en determinados casos, un factor limitante de la producción. Una de las primeras consecuencias de la estructura es hacer del suelo un medio poroso. La estructura afecta marcadamente la relación volumétrica porcentual de las tres fases constitutivas del suelo (sólida, líquida y gaseosa), con directa influencia en las relaciones suelo-agua-planta. Una estructura favorable permitirá que los factores de crecimiento actúen eficientemente y se obtengan, en consecuencia, los mayores rendimientos en las cosechas. En cuanto a la Estabilidad Estructural (EE), definida como la medida de la resistencia de los agregados a la ruptura cuando son sometidos a procesos potencialmente destructivos, ésta se ve muy afectada por condiciones climáticas, biológicas y de manejo.

En el presente trabajo se ha tenido en cuenta la trascendencia del tema de la estructura desde el punto de vista edafogenético, con respecto al bioclima, en lo que hace a la formación y diferenciación de los horizontes como así también en el aspecto agronómico en lo que hace a las propiedades físicas de aireación y estabilidad estructural evaluadas en condiciones de laboratorio.

El objetivo de éste trabajo es evidenciar la EE de tres suelos de la climosecuencia correspondiente a la Llanura Chaco Pampeana de Tucumán frente a algunos mecanismos involucrados en la destrucción de agregados: efecto del aire entrampado, impacto de la gota de lluvia y sistema de cultivo y labranza.

MATERIALES Y MÉTODOS

La llanura Chaco Pampeana que constituye una amplia llanura, con pendientes largas y débiles, no mayores al 1% con dirección NO-SE, el relieve también es uniforme (Zuccardi&Fadda, 1985). Según el criterio climático la región se divide en tres subregiones:



Figura 1: Llanura Chaco Pampeana
(Fuente: Bosquejo Agroecológico de la provincia de Tucumán. Zuccardi&Fadda, 1985)



Figura 2: Sitio de muestreo. Sub región Húmeda - subhúmeda (FEM- FAZ).
(Fuente: googlemaps. Enero 2015.)

1) HÚMEDA - SUB HÚMEDA

La precipitación media anual es de 750 a 1000 mm. La temperatura media anual es de 19º C. El perfil responde al tipo ABtC, donde el horizonte A constituye un epipedón mólico. El horizonte Bt corresponde a un nivel de enriquecimiento de arcilla iluvial, constituyendo un horizonte argílico. Los suelos modales que se encuentran al centro y al oeste son los Argiudoles típicos. a textura de los horizontes superficiales es franco limoso, tornándose más fina, franco arcilloso o franco arcillo limosa, al nivel de los horizontes B. El suelo representativo de esta subregión es de la Facultad de Agronomía y Zootecnia (FAZ), FEM (Figura 2).

2) SUB HÚMEDA – SECA

Las precipitaciones varían de 750 mm al oeste y 650 mm al este. La temperatura media anual es de 19º C. El suelo más difundido es de perfil ABwC. El horizonte A es moderadamente profundo y regularmente provisto de materia orgánica, constituyendo un epipedón mólico. Reposa sobre un B estructural que corresponde a un horizonte cámbico. Estos suelos se clasifican como Haplustoles típicos. Son suelos muy uniformes en sus propiedades, de textura franco limosa, a través de todo el perfil. El suelo representativo de esta subregión es la Finca del productor INGECO, Cañete (Figura 3).

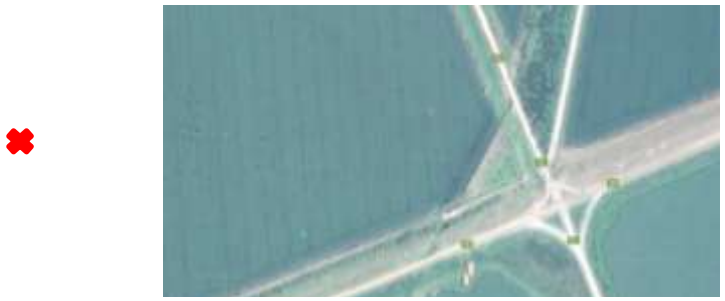


Figura 3: Sitio de muestreo. Sub región subhúmeda –seca, Finca del productor INGECO - Cañete (Fuente: googlemaps, enero 2015)



Figura 4: Sitio de muestreo. Sub región semiárida, Finca del productor Castillo. Las Cejas (Fuente: googlemaps. enero 2015.)

3) SEMIÁRIDA

La precipitación varía de 650 mm en el oeste a 500 mm en el sud este. Existe un déficit hídrico permanente durante todo el año. La temperatura media anual es de unos 20 º C. Los suelos de la mayor parte de esta subregión se caracterizan por una gran uniformidad en su morfología. Son suelos que presentan la diferenciación del horizonte A, el que por sus colores demasiados claros, constituye un epipedónócrico. La textura es predominantemente franco limoso, llegando en algunos suelos a limosa en profundidad. El gran predominio de la fracción limo, da a estos suelos un débil desarrollo de la estructura y su baja EE. Estos suelos corresponden a Haplustoles énticos. El suelo representativo de esta subregión es la Finca del productor Castillo, Las Cejas (Figura 4).

Fase de campo

Muestreo: Las muestras de suelo se obtuvieron de las subregiones descriptas anteriormente. De oeste a este Finca el Manantial (FEM), Cañete y Las Cejas. La toma de las muestras para EE se realizó usando una pala chica para obtener una muestra simple no perturbada, la cual se colocó en una bandeja de metal. Para su traslado se colocaron en contenedores de plástico (Figura 5).Se tomaron dos muestras por subregión.

a)  b))

Figura5: Muestreo para EE. **a)**FAZ-FEM, **b)** Finca Productor Castillo. Cruz Alta (las Cejas)

Fase de laboratorio

Acondicionamiento de muestras: se dejó secar la muestra al aire durante dos días. Se procedió a separar en agregados pequeños, por sus líneas naturales de fragilidad (Figura 6), para poder realizar el método de la gota de Mc Calla, que es más que nada un método comparativo, y el método rápido de alcohol y agua de Henin.

1. **Método MC Calla de la gota** (Figura 7)

Consiste en dejar caer gotas de agua de masa conocida desde una altura constante. Cada impacto libera una cantidad de energía sobre un agregado hasta que éste se rompe.
Éste método destaca el efecto destructivo de la gota de agua al impactar sobre los agregados desnudos (Cosentino, 2013).

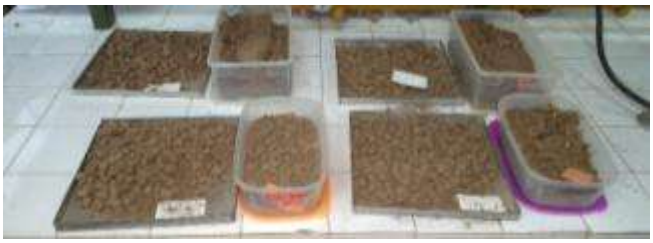


Figura 6: Acondicionamiento de muestras



Figura 7: Agregado para el método de la gota.

Se dividió la muestra en pequeños agregados de 0,15 g, se colocaron sobre un tamiz metálico apoyado sobre un recipiente para colectar el agua. Se situó una bureta con agua destilada a 10 cm de distancia del agregado. Se contó el N° de gotas requerido para que el agregado se desintegre completamente. A mayor N° de gotas mayor estabilidad estructural. Se trata de un método que permite una aproximación para comparar la EE de distintos tipos de agregados entre sí.

2. **Método Henin del alcohol y agua**

Este método se basa en la destrucción del agregado por efecto del *"aire entrampado"* que queda en el espacio poroso una vez que éste es sumergido bruscamente en agua. Se utilizan mezclas de alcohol y agua en distintas proporciones (Figura8) teniendo en cuenta que el alcohol posee menor tensión superficial que el agua, por lo tanto, a mayor contenido de alcohol de la mezcla, el agua ingresa con menor violencia al agregado y el efecto es menos marcado. Con este método se obtiene un índice de EE (Tabla 1) que está dado por el % de agua que contiene la mezcla, cuando por lo menos tres (3) de cuatro (4) agregados sometidos, resisten la acción disgregante de la mezcla, o sea, **los agregados son más estables cuanto más elevado es el % de agua de la mezcla para destruir los mismos.** Para éste método se

utilizaron agregados secos al aire, de 6 a 8 mm de diámetro, colocados cada uno en una cavidad de la placa de toque (Figura 9). Con ayuda de una pipeta se vertieron lentamente las mezclas, hasta que se cubrieron con el líquido los agregados, procurando que se deslice por las paredes.

El tiempo de inmersión de los agregados en la mezcla varía con la textura del suelo (Tabla N°2).

Tabla 1: Índice de estabilidad estructural teniendo en cuenta el método rápido de Henin.
(Fuente: Curso de Edafología. 2014)

Porcentaje de Agua	**Estabilidadestructural**
Menor a 30%	Mala
Entre 30 a 50%	Regular
Entre 50% a 70%	Buena
Entre 70 a 90%	Muybuena
Mayor a 90%	Excelente



Figura8: Distintas proporciones de alcohol/agua.

Tabla 2: Tiempo de inmersión del agregado según la textura del suelo(Fuente: Pérez Arias, 1992).

Textura	**Tiempo de inmersión en minutos**
Gruesas	2
Medias	5
Finas	10



Figura9: Placa de toque**RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

Método Mc Calla:

En todos los casos la Sarequirió mayor N° de gotas de agua destilada para disgregar las partículas en todas las repeticiones (Tabla 3). Los valores medios, en cuanto a N° de gotas utilizadas, mostraron que las subregiones H-SH y SH-S no difieren significativamente entre sí. Éstas subregiones arrojaron una diferencia altamente significativa respecto a los valores medios de la Sa (Tabla 4 -Figura 10).

Tabla 3: Método Mc Calla de la gota – Valores individuales

Repetición N°1			
Muestras	N° gotas	Volumen de unagota	Volumen total
Sub húmeda -húmeda	61	0,05 ml	3,05 ml
Seca – Sub Húmeda	40	0,05 ml	2 ml
Semiárida	443	0,05 ml	22,15 ml
Repetición N°2			
Muestras	N° gotas	Volumen de unagota	Volumen total
Sub húmeda -húmeda	24	0,05 ml	1,2 ml
Seca – Sub Húmeda	20	0,05 ml	1 ml
Semiárida	336	0,05 ml	16,8 ml
Repetición N°3			
Muestras	N° gotas	Volumen de unagota	Volumen total
Sub húmeda -húmeda	26	0,05 ml	1,3 ml
Seca – Sub Húmeda	18	0,05 ml	0,9 ml
Semiárida	560	0,05 ml	28 ml
Repetición N°4			
Muestras	N° gotas	Volumen de unagota	Volumen total
Sub húmeda -húmeda	24	0,05 ml	1,2 ml
Seca – Sub Húmeda	21	0,05 ml	1,05 ml
Semiárida	120	0,05 ml	6 ml

Tabla 4: Método Mc Calla de la gota – Valores medios

Subregión	Valores medios de N° de gotas
H-SH	37
SH-S	26
Sa	299,6

Método rápido de Henin del alcohol y agua

Luego de someter 5 minutos los agregados de las tres (3) subregiones a la mezcla de alcohol y agua al 50%, los agregados de las tres (3) subregiones no presentaron rupturas. Con la mezcla de 80% de agua y 20% de alcohol, se observó que en los agregados de Sa y SH-S hubo una destrucción de 2 de los 4 agregados y en la H-SH sólo se observó una destrucción de 1 de 4 (Figura 11).Con un porcentaje de 90% de agua y 10% de alcohol, se observó en los agregados Sa y S-SH una destrucción total de las 4 agregadas, mientras que en la H-SH sólo hubo destrucción de 2 de 4 agregados (Figura 12).

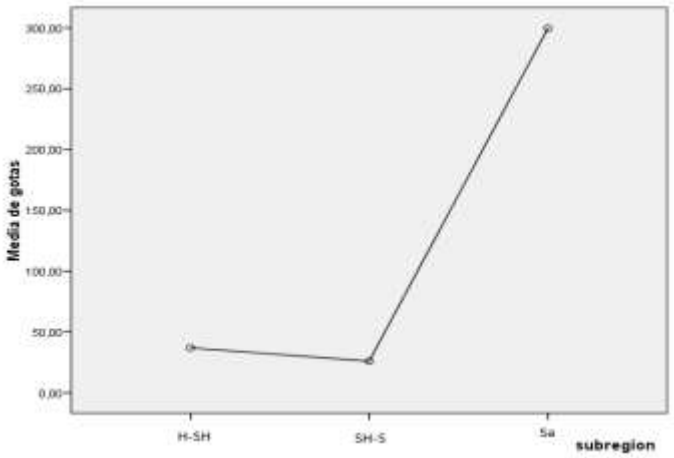


Figura 10: Valores medios de N° de gotas en las tres subregiones

a)  b) 

Figura 11.a) Agregados de las tres sub regiones sometidas a la acción de la mezcla con 50% de alcohol y 50% de agua**. b)** Agregados de las tres sub regiones sometidas a la acción de la mezcla (las señaladas con rojo), pero con 20% de alcohol y 80% de agua. Referencia: 1=Sa; 2=SH-S; 3=H-SH.

De acuerdo a los resultados obtenidos el suelo que presentó mayor EE fue el de la sub región H-SH, en cambio los suelos de las subregiones S-SH y Sa se encontraron en la misma categoría (Tabla 5), ya que no resistieron las mezclas que contenían 80% y 90% de agua. El comportamiento de los agregados de las subregiones H-SH y SH-S, frente a la acción agresiva del agua, ya sea por el impacto de la gota en suelo desnudo o el efecto del aire entrampado, fue el esperado. En el caso particular de la Sa, presentó una resistencia superior a las otras subregiones al efecto de las gotas, y en cuanto al efecto del aire entrampado tuvo el mismo comportamiento que la región SH-S. Esto pudo deberse, entre otros factores, a los contenidos de C.O. de los suelos (Tabla 6).



Figura12: Agregados de las tres sub regiones sometidas a la acción de la mezcla con 10% de alcohol y 90% de agua. Referencia: 1=Sa; 2=SH-S; 3=H-SH.

Tabla 5: Índice de estabilidad estructural teniendo en cuenta el método rápido de Henin y destacados los obtenidos en las muestras estudiadas (Fuente: Curso de Edafología. 2014)

Porcentaje de Agua	**Estabilidadestructural**
Menor a 30%	Mala
Entre 30 a 50%	Regular
Entre 50% a 70%	*Buena
Entre 70 a 90%	**Muybuena
Mayor a 90%	Excelente

*=Sa; SH-S; **= H-SH

La magnitud de C.O. es una medida de la calidad del suelo que indica el grado de EE debido a su acción ligante. Otros aspectos que se tuvieron en cuenta fueron los años de agricultura, sistema de labranza, y mayor volumen de precipitación en los últimos años. El lote muestreado en la subregión Sa presenta una historia agrícola de 9 años, iniciada con un desmonte e incorporado a la agricultura con siembra directa en secuencia de soja-trigo. La historia del predio correlacionó con los contenidos de C.O. (Tabla 6).Otro de los factores probables de incidencia a analizar en el método de Mc Calla es el tipo de estructura laminar, por lo cual se supone que la gota al impactar sobre el agregado no infiltró, si no que escurrió hacia los costados, haciendo que la destrucción requiriera mayor N° de gotas.

Tabla 6: Contenido de Carbono Orgánico (C.O) %
Fuente: Laboratorio de suelos Cátedra de Edafología de la FAZ-UNT

Subregión	C.O (%)
H-SH	1,80
SH-S	1,10
Sa	1,89

CONCLUSIONES

En los casos estudiados de la H-SH y la SH-S hubo una relación directa entre los factores bioclimáticos y la EE, ya que ambos métodos utilizados arrojaron resultados acordes a los esperados según Hans Jenny (1941). Sin embargo, para la subregión Sa existió la incidencia de otros factores o aspectos vinculados a la acción antrópica como ser los años de agricultura, los sistemas de labranza y el carbono orgánico.

Se sugiere profundizar en el estudio sobre la EE teniendo en cuenta el tipo de estructura, ya que, se observó en un caso puntual, donde alterando la disposición del agregado, un menor N° de gotas fue requerido para desagregación de las partículas

BIBLIOGRAFÍA

- Cosentino, DJ. 2013. Prácticas edafológicas con fines didácticos. Editorial Facultad de Agronomía. UBA. Buenos Aires. Argentina.
- Conti, M.1998. Principios de edafología con énfasis en suelos argentinos. Editorial S.R.L. Buenos Aires. Argentina.
- Zuccardi, RB& GS FADDA. 1985. Bosquejo Agroecológico de la provincia de Tucumán. Editorial Facultad de Agronomía y Zootecnia. Tucumán. Argentina.
- PEREZ ARIAS, J. 1992. Tesis doctoral del Estudio de la estabilidad estructural del suelo con relación con el complejo de cambio. Escuela técnica superior de ingenieros agrónomos. Universidad politécnica de Madrid.
- CURSO DE EDAFOLOGÍA. 2014. Apunte de edafología, tema 6: estructura y estabilidad estructural del suelo. DEPARTAMENTO DE AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES. Facultad de ciencias agrarias y forestales. Universidad Nacional de La Plata.

C7P5. APLICACIÓN PARA LA ENSEÑANZA DE TAXONOMÍA DE SUELOS

Becerra,M. Alejandro[12]; Parra,Baltazar[1]; Amín, Silvana[1] yChilano, Yanina[1]

[1]Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto. RN 36 km 601. Río Cuarto. Argentina.
[2] Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba. Ing. Agr. Félix Aldo Marrone 746 - Ciudad Universitaria. Córdoba. Argentina.
mabecerra@ayv.unrc.edu.ar

RESUMEN

El tema taxonomía de suelos es uno de los que presenta mayor complejidad para los estudiantes. La complejidad de la Clave para la Taxonomía de Suelos, la terminología empleada y la falta de imágenes ilustrativas se mencionan entre las principales causas. Teniendo en cuenta las ventajas que brinda el aprendizaje a través de dispositivos móviles (m-learning), se desarrolló una aplicación para "smartphones" con el objetivo de utilizarla como herramienta didáctica en la enseñanza del tema taxonomía de suelos en la asignatura Sistema Suelo de la carrera de Ingeniería Agronómica de la Universidad Nacional de Río Cuarto. La aplicación cuenta con un módulo de clasificación que utiliza una simplificación de las claves taxonómicas y muestra mapas de distribución de suelos y fotografías de perfiles, y también cuenta con un glosario ilustrado que puede consultarse durante el proceso de clasificación. Consideramos que la utilización de la aplicación puede facilitar el aprendizaje integrado entre diferentes temas de la asignatura como taxonomía, génesis y morfología.

Palabras clave: clasificación de suelos, smartphone, m-learning

INTRODUCCIÓN

Existen antecedentes que tratan la dificultad para la comprensión y aplicación práctica del sistema de clasificación Soil Taxonomy utilizado en Argentina y en otros países. Swanson (1999) afirma que es un sistema de clasificación extenso y complejo, que usa terminología difícil y se apoya fuertemente en claves, con lo cual solamente es completamente entendido por un reducido número de pedólogos y genera problemas para una correcta clasificación de un suelo, incluso para quienes lo conocen bien. Tanto Swanson (1999) como Brevik (2002) observaron que la complejidad de la terminología empleada es una de las mayores dificultades para iniciarse en el sistema Soil Taxonomy. Para facilitar el proceso de clasificación Langohr (2001) recomienda la utilización de un glosario con aquellos términos no claramente explicados en la misma clave taxonómica. Brevik (2002) señaló que el Soil Taxonomy puede ser simplificado en los niveles educativos introductorios haciendo foco en los vínculos entre la clasificación del suelo y los cinco factores formadores de suelo (clima, material parental, relieve, organismos y tiempo).

En el ámbito educativo Pollara y Broussard (2011), en una revisión, observaron que la mayoría de los estudiantes tienen una percepción positiva del aprendizaje a través de dispositivos móviles (m-learning) y que el uso de estos dispositivos genera mayor interés en el proceso de aprendizaje. Castillo Valero *et al.* (2012) señalan que el aprendizaje a través de dispositivos móviles presenta ventajas como ser: portabilidad (debido al pequeño tamaño de los dispositivos), inmediatez, ubicuidad (ya que se libera el aprendizaje de barreras espaciales o temporales) y adaptabilidad a las necesidades del usuario.

Con base en una encuesta realizada a los aspirantes a ingresar a la carrera de Ingeniería Agronómica de la Universidad Nacional de Río Cuarto (UNRC), que reveló que el 94% de los estudiantes poseen un "Smartphone" y al 81% le interesaría utilizarlo para actividades en clase, y considerando las ventajas del uso de dispositivos móviles, se procedió a desarrollar una aplicación para sistema operativo Android (por ser el sistema más popular según la encuesta realizada), que sirva de apoyo a la enseñanza de la taxonomía de suelos en la asignatura Sistema Suelo de la carrera.

La aplicación no pretende reemplazar a las Claves para la Taxonomía de Suelos ya que es una simplificación inspirada en el Mapa de Claves Taxonómicas diseñado por Cosentino(2010) que alcanza hasta nivel de Gran Grupo.

DESARROLLO Y FUNCIONAMIENTO

La aplicación fue diseñada utilizando Ionic, un SDK (Software Development Kit) de código abierto para el desarrollo de aplicaciones móviles híbridas, y por el momento sólo puede ser instalada en dispositivos con sistema operativo Android.

La aplicación cuenta con cinco secciones o módulos (Fig. 1): Inicio, Modo de uso, Clasificación, Glosario y Acerca de. A continuación se resume el contenido de cada sección o módulo.

Inicio: presenta el objetivo de la aplicación y una breve introducción a la taxonomía de suelos, explicando por qué clasificar, la estructura del sistema Soil Taxonomy y cómo se conforma el nombre de un suelo(Fig. 2).



Figura 1. Menú de Inicio de la aplicación.

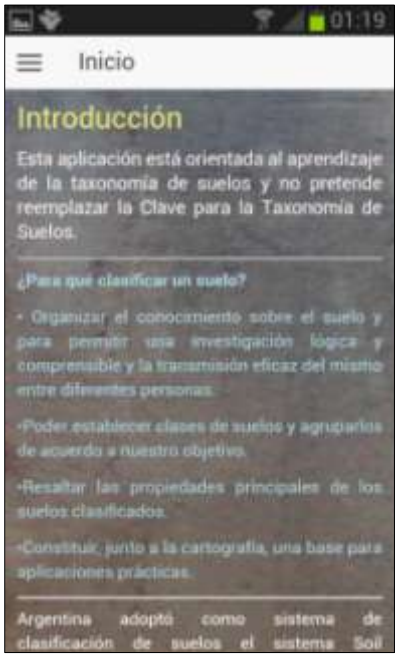


Figura 2. Pantalla de inicio de la aplicación.

Modo de uso: indica de qué manera debe utilizarse la aplicación para poder clasificar un suelo y cómo utilizar el glosario.

En el módulo de Clasificación (que se describirá posteriormente) cada nivel jerárquico del sistema (Orden, Suborden, Gran Grupo) se presenta siguiendo una secuencia determinada. Para clasificar un suelo se comienza por el primer elemento del listado, en el caso de los Órdenes los Gelisoles (Fig. 3), allí se describen las características que debe cumplir un suelo para pertenecer a ese Orden, en caso de no cumplir los requerimientos se debe continuar con el siguiente elemento del listado, en este caso los Histosoles.

Clasificación: es el módulo que permite la clasificación de un suelo hasta nivel de Gran Grupo. Utiliza claves simplificadas con enlaces a un glosario ilustrado de términos para facilitar el entendimiento por parte de los estudiantes (Fig. 4a). Cuenta además con mapas de distribución de los órdenes dominantes a nivel mundial, dominantes y secundarios a nivel nacional (Fig. 4b) y fotografías de perfiles de suelos.



Figura 3. Pantalla inicial del módulo de Clasificación.

Luego de presentada la información básica, la aplicación pregunta si el suelo a clasificar corresponde al suelo descripto; en caso de ser correcto se continua la clasificación en el sigiente nivel jerárquico, de no ser así se regresa al listado inicial.



Figura 4. Descripción del Orden y fotografía de un perfil como ejemplo (a) y la distribución espacial en Argentina(b).

Glosario: el glosario puede funcionar como módulo independiente (Fig. 5a) o ser accesible desde los enlaces presentes en las descripciones de suelo del módulo de Clasificación. Cada término del glosario cuenta con la definición y, de ser posible, una imagen de ejemplo.

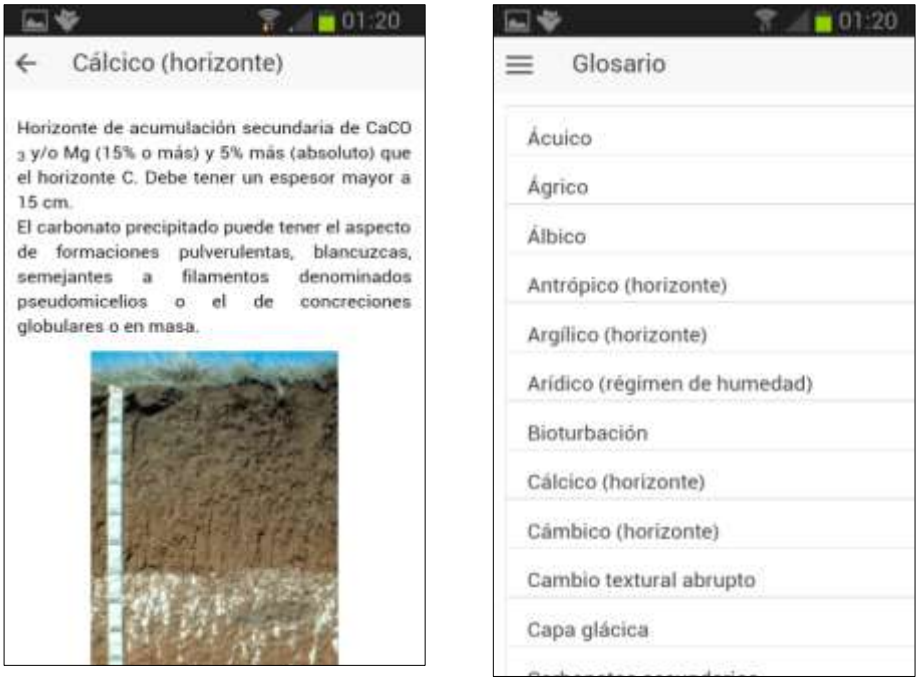


Figura 5. Pantalla de inicio del Glosario (a) y ejemplo de un término del glosario (b).

Acerca de: muestra información sobre la aplicación como nombre de los autores, dirección de contacto y créditos de las imágenes utilizadas.

CONSIDERACIONES FINALES

La aplicación posibilita consultar la información necesaria (glosario de términos, imágenes) durante el proceso de clasificación de suelos, facilitando la comprensión por parte de los estudiantes de un tema que resulta complejo.Su uso permitiríaclasificarsuelos hasta nivel de Gran Grupo de una manera más guiada y amigable con respecto al sistema anteriormente utilizado.

Consideramos que la disponibilidad de mapas de distribución de suelos dominantes y de un glosario ilustrado posibilita a los estudiantes una mayor integración de la taxonomía con otros temas de la asignatura como génesis y morfología principalmente.

Esta aplicación, además de ser una herramienta didáctica para la asignatura Sistema Suelo,podría utilizarse en el cursado de otras asignaturas de la carrera de Ingeniería Agronómica y en el desempeño profesional del futuro Ingeniero Agrónomo.

Si bien en la actualidad la aplicación es completamente funcional, está abierta a modificaciones, por lo que invitamos a todos aquellos que quieran colaborar con ideas, sugerencias, recursos multimedia, material fotográfico u otros aportes.

AGRADECIMIENTOS

Aplicación desarrollada en el marco de un Proyecto de Innovación e Investigación para el Mejoramiento de la Enseñanza de Grado (PIIMEG) 2017-2018. Universidad Nacional de Río Cuarto.

BIBLIOGRAFÍA

- Brevik, EC. 2002. Problems and suggestions related to soil classification as presented in introduction to physical geology textbooks. Journal of Geoscience Education, 50(5): 539-543.
- Castillo Valero, C, MR Roura Redondo &A Sánchez Palacín. 2012. Tendencias actuales en el uso de dispositivos móviles en educación. La Educación Digital Magazine 147: 1-21.
- Cosentino, D. 2010. El "mapa de claves taxonómicas" como herramienta de enseñanza en cursos de suelos universitarios de grado. XXII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.Rosario, Santa Fe.
- Langohr, R. 2001. Facing basic problems in the discipline of soil classification: Conclusions based on 35 years practice and teaching. Office for Official Publications of the European Communities 7: 15-25.
- Pollara, P. &K Kee Broussard. 2011. Student perceptions of mobile learning: A review of current research. In Proceedings of Society for Information Technology & Teacher Education International Conference. pp 1643-1650.
- Swanson, D K. 1999. Remaking Soil Taxonomy. Soil Horizons, 40(3):81-88

C7P6. TALLER DE CALIDAD DEL SUELO COMO NEXO ENTRE DISTINTOS NIVELES DE ENSEÑANZA

Bulos Laura; Bonvecchi Virginia E.; Petrasek Marcos R.; Irigoin Julieta y Costa María C.

Edafología. Departamento de Tecnología. Universidad Nacional de Luján. Ruta Nacional 5 y Avenida Constitución. Buenos Aires. Argentina. laurabulos@hotmail.com

RESUMEN

La Ley de Educación Superior Nº 24.521 en su artículo segundo inciso e) sostiene la importancia de "constituir mecanismos y procesos concretos de articulación entre los componentes humanos, materiales, curriculares y divulgativos del nivel, con el resto del sistema educativo nacional". Este marco normativo ha planteado nuevos desafíos para las universidades y su articulación con los distintos subsistemas educativos que constituye una herramienta fundamental. Ésta es concebida como una esfera de trabajo compartido y colaborativo donde los referentes de cada nivel pueden poner en diálogo aspectos vinculados a los contenidos y las estrategias de enseñanzas. En este contexto, los docentes de la asignatura Edafología de la Carrera de Ingeniería Agronómica de la Universidad Nacional de Lujan, realizaron el Taller "Conocemos el suelo y aprendemos a diagnosticarlo mediante indicadores de calidad", con estudiantes de 5° año del Centro Educativo Rural Nº1 de Cortines, Partido de Luján. Los objetivos de la actividad fueron: abordar las competencias básicas y específicas para el acceso a la educación superior, desarrollar una experiencia práctica orientada a las vocaciones tempranas y motivar a los estudiantes secundarios en la elección de la formación universitaria. La temática del taller consistió en destacar la importancia de los suelos en los ecosistemas y su uso por parte del hombre mediante la evaluación de indicadores de calidad. La actividad se desarrolló en el campo experimental de la escuela secundaria, en dos jornadas, a partir de un trabajo colaborativo en grupos y con material didáctico teórico-práctico que incluyó el uso de planillas para sistematizar la información relevada. Se seleccionaron sitios con usos disímiles sobre los cuales se realizó la descripción e interpretación del perfil del suelo y se evaluaron los siguientes indicadores físicos de calidad: densidad aparente, resistencia mecánica, infiltración de agua y humedad actual del suelo. Con la información relevada se realizaron cálculos e interpretación de los datos para establecer la calidad del suelo. Los resultados indicaron que los estudiantes del nivel medio lograron desarrollar, interpretar y discutir sus propios resultados con un enfoque científico académico. La elaboración de una síntesis permitió visualizar que los estudiantes se habituaron al lenguaje y a la metodología científica generando una integración entre los distintos niveles de la enseñanza

Palabras clave: educación, ciencia del suelo, indicadores de calidad

C7P7. IDENTIFICACIÓN DE LIMITANTES PARA LA ADOPCIÓN DE CULTIVOS DE COBERTURA EN SISTEMAS BAJO SOJA CONTINUA.

Casasola, E.

AER INTA Casilda – casasola.erica@inta.gob.ar

RESUMEN

Los sistemas productivos con alta frecuencia de soja y baja rotación con gramíneas ejercen una fuerte presión sobre el suelo y provocan la pérdida de su calidad productiva. La inclusión de gramíneas invernales como cultivos de cobertura (CC) en la secuencia soja-soja permitiría reducir y mitigar algunos de los efectos negativos. Asimismo, no se conoce el grado de percepción de los productores respecto a la degradación del suelo ni cuáles son los factores que intervendrían en el proceso de adopción de dicha práctica, debido a que implica costos adicionales y se desconoce cuál es la disposición a pagar por las mejoras o por el no deterioro del recurso. El objetivo del presente trabajo fue determinar e identificar las limitantes a la adopción de la práctica de CC en sistemas soja-soja bajo siembra directa (SD). Mediante la acción-participativa, adaptada de la metodología de evaluación rápida (RAAKS) durante entrevistas a productores y asesores privados se investigó sobre la percepción del deterioro del suelo y la naturaleza de las limitaciones a la adopción de gramíneas como CC invernal y su incorporación a la secuencia soja-soja. Se realizó análisis de correspondencias múltiples para revelar asociaciones entre variables detectadas y se evaluó la asociación y órdenes de preferencias a través de coeficientes Chi^2 y Dunn-Rankin. El 95% de los entrevistados percibe degradación únicamente de propiedades físicas del suelo y lo atribuye al monocultivo de soja. La disposición a pagar por CC sería menor que la destinada a la protección y nutrición del cultivo de soja. Habría mayor intención en implementar prácticas tecnológicas que permitan al aumento de los rendimientos en plazos más prolongados de tiempo, apostando a los CC para lograrlo. En cambio, aquellos que no estarían dispuestos a utilizar CC privilegian mejores resultados económicos y de rendimiento en el corto plazo. Asimismo, más del 50% de los entrevistados no tenía conocimiento propio ni de experiencia cercana con la práctica de CC, confundiéndose muchas veces algunos conceptos. Por lo tanto, para favorecer su adopción debe generarse conciencia de los riesgos de mantener las condiciones de producción actuales a través de programas de extensión y capacitación.

Palabras claves: cultivos de cobertura, degradación de suelo, extensión y transferencia.

C7P8. "LOS TIPOS DE SUELO DE SINSACATE": UN APORTE A LA EDUCACIÓN PRIMARIA BAJO EL METODO ABP"

Fritz, Federico G.[1,2]; Lippi, Gabriela.[1] yVilchez,Leticia[3]

1 AACREA, Sarmiento 1236. CABA. Argentina. ffritz@crea.org.ar
2 Departamento de Recursos Naturales y Ambiente, Facultad de Agronomía (UBA).
3 Escuela Coronel Pascual Pringles, Sinsacate (Córdoba).

RESUMEN

¡Así son los suelos de mi país! es un proyecto educativo liderado por CREA que tiene como propósito que estudiantes secundarios y docentes realicen trabajos de investigación relacionados al recurso suelo. Córdoba Norte fue una de las regiones que participó de esta propuesta y convocó a dos escuelas primarias a sumarse al desafío de investigar. Las escuelas Coronel Pascual Pringles y Dr. Pablo Rueda vivenciaron la experiencia pedagógica de Aprendizaje Basado en Proyectos (ABP), método que intenta captar el interés de los estudiantes y lograr su participación activa en las diferentes etapas. Durante estas fases los estudiantes fueron protagonistas, se produjeron intercambio de saberes y desarrollaron diferentes competencias. Bajo este contexto, se presenta el caso de la Escuela Coronel Pringles, que se caracterizó por desarrollar un proyecto que se destacó por sostener una mirada interdisciplinaria, participativa y colaborativa del estudio de los suelos. Durante la primera parte del proyecto denominada "El suelo al aula", se trabajó bajo la modalidad "aula taller" y se consideró el suelo como un "organismo viviente". Esta forma de trabajo permitió la posibilidad de aprender con el otro, discutir, argumentar, resolver situaciones y asumir una posición activa con respecto a la construcción del conocimiento. Durante el desarrollo de la investigación, los chicos pasaron por experiencias de campo (elaboración de compost); utilización del suelo como material de arte (dibujos con suelos); investigación y elaboración de posters sobre los procesos de degradación de los suelos (muestra de ciencias); acciones de concientización para la comunidad (folletos para la sensibilización del cuidado del recurso natural), entre otras actividades. Esta modalidad de trabajo hizo foco en el desarrollo de la capacidad de comprensión desde la oralidad, la lectura y la escritura como herramienta que permita al niño el abordaje de diferentes situaciones de aprendizaje. El cierre se llevó a cabo en un encuentro interescolar en donde los estudiantes realizaron una impecable presentación oral del trabajo de investigación, escuchados atentamente por una Mesa Valorativa de expertos en suelos así como también por otras escuelas. Esta metodología logró que los estudiantes sigan un proceso de aprendizaje en donde tanto el recorrido como la fase final fueron esenciales para alcanzar los resultados. La incorporación de contenidos referidos al suelo tuvo la misma importancia que el hecho de poder adquirir habilidades y actitudes. Por otra parte favoreció el desarrollo de su autoestima, pudiendo explicar a "los chicos grandes" su proceso y compartir con ellos sus experiencias, pudiendo en alumnos con dificultades de aprendizaje enfrentarse de un modo diferente al contenido escolar.

Palabras claves: aprendizaje, escuela, metodología

C7P9. LA INVESTIGACIÓN EN SUELOS EN ESCUELAS: PROYECTO EDUCATIVO ¡ASÍ SON LOS SUELOS DE MI PAÍS!

Fritz, Federico G.[1,2]; Lippi, Gabriela.[1]; Duhalde, Josefina[1] y Gil Libarona, Verónica[1]

1 AACREA, Sarmiento 1236. CABA. Argentina. ffritz@crea.org.ar
2 Departamento de Recursos Naturales y Ambiente, Facultad de Agronomía (UBA).

RESUMEN

Se reconoce al suelo como un recurso imprescindible para lograr el desarrollo sostenible acompañado de acciones que contribuyan a la construcción del conocimiento, la sensibilización y concientización de su cuidado. En 2017, la comunidad CREA (Consorcios Regionales de Experimentación Agrícola), a través del Área de Ambiente (I&D) y del proyecto EduCREA (Integración a la Comunidad), con el apoyo técnico de la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo, del INTA y de la Alianza Mundial por el Suelo de la FAO, puso en marcha el proyecto "¡Así son los suelos de mi país!", cuyo objetivo es promover en el ámbito educativo la concientización del recurso natural sobre el cual se sustenta la principal actividad económica argentina. Con este propósito, se invitó a escuelas de diferentes regiones a elaborar trabajos de investigación sobre el recurso suelo en el marco de tutorías lideradas por empresarios y asesores CREA y técnicos de INTA. En total se recibieron 43 documentos elaborados por más de 800 estudiantes, acompañados de autoridades escolares y docentes de diferentes asignaturas. Durante los meses de octubre y noviembre del 2017, se realizaron cuatro encuentros interescolares en los cuales cada equipo de estudiantes expuso la metodología empleada y los resultados obtenidos en cada investigación. Cada presentación fue escuchada por una Mesa Valorativa, integrada por expertos en el tema. Una vez finalizadas las presentaciones, cada equipo recibió una devolución personalizada de su trabajo y se los invitó a seguir profundizando las investigaciones y estudios orientados a conocer la importancia del suelo en la producción de alimentos y el cuidado del ambiente. Además de la experiencia educativa, el proyecto "¡Así son los suelos de mi país!" permitió consolidar una red multidisciplinaria de docentes, técnicos, investigadores, empresarios agropecuarios y futuros profesionales (estudiantes).

Palabras claves: educación, aprendizaje, metodología

INTRODUCCIÓN

Los jóvenes de hoy necesitarán estar capacitados para poder tomar decisiones coherentes y respetuosas con la ciudadanía, ofrecer soluciones sostenibles, defender sus ideas y al mismo tiempo saber reconocer las de los demás (Gómez y Reyes-Sánchez, 2004). Es por ello que a través de la formación y capacitación de índole agroambiental se brinda, al estudiante y a la escuela, una visión optimista sobre su desafío y potencialidad como agentes de cambio.

La Organización de las Naciones Unidas, a través del documento "Transformar nuestro mundo: la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible", propone un conjunto de 17 objetivos (ODS) y 169 metas, asumiendo un carácter integrado e indivisible que conjuguen las tres dimensiones del desarrollo sostenible: económica, social y ambiental. En particular el objetivo número 4: "Promover la educación de calidad", busca garantizar que todos los estudiantes adquieran los conocimientos teóricos y prácticos necesarios para promover el desarrollo sostenible. De aquí desprende la importancia de formar profesionales, docentes e investigadores, cuyas actividades y decisiones influyan significativamente en la educación de los futuros ciudadanos, preparándolos para afrontar el reto de responder a los problemas ambientales presentes y futuros.

Los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) también identifican la necesidad de restaurar los suelos degradados y mejorar su salud. Durante la 68ª sesión de la Asamblea General de la ONU, se declaró al 2015 Año Internacional de los Suelos. A partir de ese año, y a través de la Organización de la Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) por medio de la Alianza Mundial por el Suelo, los gobiernos, instituciones de investigación yONGs lograron un consenso generalizado de que debemos fomentar y aprovechar todo el potencial de los suelos para poder no sólo apoyar la producción de alimentos, sino también almacenar y suministrar más agua limpia, mantener la biodiversidad, secuestrar carbono y aumentar la resiliencia en un clima cambiante. Esta es una meta que requiere la implementación universal de la gestión sostenible del suelo. Se ha demostrado que su cuidado contribuye a aumentar la producción de alimentos y su contenido nutricional así como también para la adaptación al cambio climático y su mitigación (FAO, 2015).

Los sistemas productivos de la República Argentina en los últimos años han registrado un cambio hacia una agricultura más intensiva, con mayores rendimientos por unidad de superficie. En forma simultánea, la frontera agrícola

se ha desplazado hacia zonas más frágiles, tradicionalmente con producciones mixtas o ganaderas, en muchos casos ocupadas por montes nativos. Pese a las bondades que trajo la Siembra Directa, fuertemente adoptada a principio de la década de los 90, los procesos degradatorios aún continúan. Los principales procesos de degradación del suelo para las distintas regiones del país son: erosión hídrica y eólica, compactación superficial y subsuperficial, disminución del carbono orgánico, disminución del contenido de nutrientes, salinización, alcalinización (sodificación) y desertificación (Casas, 2015).

Actualmente, desde el Área de Ambiente de CREA se intenta abordar el estudio del impacto de la actividad agropecuaria sobre la productividad, propiedades y funciones de los suelos, a fin de garantizar su uso y manejo sostenible. Es de destacar que la preocupación por el cuidado del suelo no es reciente, dado que dicha problemática surca los orígenes del Movimiento CREA en 1957 y formada en la actualidad por más de 2000 productores. Su fundador, Pablo Hary (1901-1995) sostenía que el cambio, si bien tenía que ver con la tecnología de producción, debía comenzar por lo intelectual. Y fue ese convencimiento lo que llevó a reunir a un grupo de hombres de campo, preocupados por el deterioro del suelo y la poca estabilidad de las empresas. Así surgen los Grupos CREA, empresas agropecuarias que buscan mejorar los resultados a través del intercambio de ideas y experiencias. Los miembros trabajan en conjunto para mejorar el proceso de trabajo de la empresa y responden a las necesidades técnicas, económicas y humanas. Para dar cuenta también la importancia que conlleva para CREA la sostenibilidad de las empresas es loable recordar las palabras de Oscar Alvarado, ex presidente CREA, cuando en el Congreso Nacional de 2004 desafió al sector con un salto cualitativo en la apertura del empresariado agropecuario hacia la sociedad. “Nuestro sueño es tener un país más justo, solidario e integrado, sin prejuicios ni resentimientos, inspirados en aquellos valores capaces de generar confianza, tan necesarios para el progreso de nuestro país”. Allí se sembraron conceptos e ideales que se fueron cosechando en los años que vinieron, con la mirada puesta en proyectos de integración y desarrollo de la comunidad que apunten desde el liderazgo social y la educación a la construcción de capital social.

En este contexto, el presente trabajo da cuenta de los componentes del proyecto educativo “¡Así son los suelos de mi país!”, de similar sustancia de otros proyectos realizados en Latinoamérica (Reyes Sánchez LB, 2012) y que cuidadosamente transita cada una de sus fases con metodología CREA. Esta metodología se basa en el respeto, el trabajo en equipo y en red (vinculación entre los actores que participan) y la interdisciplinariedad. Dicho proyecto es realizado en forma conjunta entre el Área de Ambiente de la Unidad de Investigación & Desarrollo y el Área de Vinculación Social de la Unidad de Integración a la Comunidad de CREA. Cuenta además con el apoyo técnico de FAO Argentina, la Alianza Mundial por el Suelo (AMS) de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, el apoyo institucional de la Asociación Argentina de las Ciencias del Suelo (AACS) e INTA.

Con el propósito de promover y cooperar en la construcción de una sociedad que aporte al desarrollo sostenible, el proyecto educativo “¡Así Son Los Suelos de Mi País!” persigue los siguientes objetivos:

1) Impulsar en el ámbito educativo un espacio de reflexión, sensibilización y generación del conocimiento a través de la investigación, como herramienta de aprendizaje y discusión.

2) Revalorizar la importancia del cuidado del recurso suelo y el ambiente, como motor de la producción de alimentos y de muchos servicios y funciones que los mismos proveen.

3) Promover la metodología de trabajo en red, a través de espacios de encuentro e intercambio entre estudiantes, docentes, productores agropecuarios, investigadores e instituciones.

MATERIALES Y MÉTODOS

La convocatoria busca que cada escuela secundaria pueda elaborar un Trabajo de Investigación en relación al recurso Suelo (TIS) con el objetivo de revalorizar la importancia de su cuidado como motor de la producción de alimentos y de muchos servicios y funciones que provee. Al mismo tiempo propuso que los trabajos tengan una articulación con el diseño curricular educativo. El desarrollo del TIS fue acompañado en todas sus etapas por instancias de intercambio y discusión entre estudiantes, docentes, productores, investigadores, agentes del municipio e instituciones que formaron parte del proyecto.

En esta primera versión del proyecto “piloto” se convocó a instituciones educativas que integran la red de escuelas de EduCREA en cuatro regiones CREA: Santa Fe Centro; Córdoba Norte; Oeste y Sudeste de la Provincia de

Buenos Aires. Se inscribieron 43 escuelas a participar del proyecto, las cuales comenzaron a trabajar a principios de mayo de 2017.

Se priorizó la participación de estudiantes en todas las fases de esta propuesta así como la del equipo docente y el vínculo con otros actores de la comunidad, como por ejemplo productores CREA, agentes de los municipios, universidades, organizaciones no gubernamentales y/o empresas que trabajan sobre temas relacionados a la sostenibilidad o producción agropecuaria sostenible. A continuación se detallan las fases de la convocatoria:

Sensibilización:

Durante los meses de marzo y abril se realizaron reuniones con equipos directivos de escuelas, productores/miembros CREA vinculados al Proyecto EduCREA y representantes de instituciones de ciencia y técnica (AACS e INTA), para presentar la propuesta y generar acuerdos respecto al proceso de desarrollo dela misma.De esta manera se definieron los espacios previstos para la interacción de las escuelas durante dicho proceso, la participación del alumno y utilización de redes sociales para fortalecer el intercambio de las escuelas.

El suelo al aula:

Luego de presentar la propuesta a equipos directivos de escuelas y productores CREA, las escuelas avanzaron con la siguiente fase "El suelo al aula", en donde se abordó la introducción a la ciencia del suelo y su importancia local/regional. A través del material didáctico generado por el área de Ambiente de CREA con el aporte pedagógico de EduCREA y las instituciones técnicas que acompañan este proyecto, se desarrollaron actividades para poder aprender acerca del recurso suelo. Dicho material contó con guías digitales y el libro "Insignia de los suelos" (FAO). También se realizó una dinámica para trabajar con preguntas disparadoras que pudieran despertar posibles temas del trabajo de investigación, permitir a los jóvenes conocer el recurso suelo, comprender la importancia de las funciones que el mismo cumple así como también las características propias en las diferentes zonas y regiones de nuestro país. Durante esta fase productores e investigadores se acercaron a las escuelas para intercambiar ideas y conocimientos con los estudiantes, profundizar en la temática según la experiencia personal y prácticas aplicadas al suelo.

Elaboración de los trabajos de investigación (compartiendo conocimiento):

Las escuelas iniciaron en esta etapa la elaboración del Trabajo de Investigación en Suelos (TIS), eligiendo una propuesta o tema específico a abordar y desarrollando un plan/cronograma de actividades, considerando primordial la vinculación con otros actores de la comunidad relacionados en estos temas. En paralelo se compartió en redes sociales el estado de avance de los proyectos, para favorecer el intercambio y conocimiento compartido. En esta etapa, los productores CREA y técnicos del INTA cumplieron el rol de tutores de cada TIS, acompañando los hallazgos, realizando salidas a campo, brindando charlas técnicas, colaborando en la redacción de informes, etc.

Entrega de trabajos de investigación escritos:

Las escuelas enviaron al equipo de técnicos de CREA sus trabajos de investigación escritos cumpliendo con una normativa específica de entrega y respetando la estructura de un trabajo de investigación. Una vez recibidos, fueron enviados a la Mesa Valorativa Zonal (formada por profesionales de distintas disciplinase instituciones) para que, previo a los Encuentros Interescolares, cuenten con un panorama completo de lo que implicó cada proyecto de investigación.

Encuentros interescolares:

Como cierre del proyecto, se realizó un Encuentro interescolar presencial por zona CREA, donde cada escuela, representada por hasta 6 estudiantes, presentó sus trabajos de investigación, recibiendo aportes de sus pares y de una Mesa Valorativa. Además, ese día se realizaron talleres y charlas para los estudiantes y equipo docente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Con el fin de lograr el objetivo general del proyecto "¡Así son los suelos de mi país!",durante las diferentes fases se abordaron los 5 ejes valorativos y estratégicos: 1. Trabajo en equipo y respeto, 2. Innovación, 3. Integración con la comunidad, 4. Interdisciplinariedad y 5. Sostenibilidad.

La investigación como generador de conocimiento

La investigación y la enseñanza mantienen una relación estrecha, debido a que la práctica docente de calidad se debe apoyar en la investigación y al mismo tiempo ser el espacio para que la investigación indague, analice y aplique (Latorre, 2004). Lainvestigación es considerada como una valiosa herramienta didáctica que fortalece el proceso de aprendizaje. El hablar de investigación es hacer referencia a un proceso sistemático y organizado que tiene como propósito responder a una pregunta, lo cual nos permite aumentar nuestros conocimientos y conocer información sobre algo desconocido, como en el caso de las escuelas no agrotécnicas, o aumentar los conocimientos sobre el recurso suelo, por ejemplo en escuelas agrotécnicas, donde puede o no estar ampliamente abordado.

También exige al alumno salir de un estado de pasividad (aprender lo que escucho), para alentarlos a tener una actitud de activos y críticos (aprender lo que hago). Durante la fase "el suelo al aula" a partir preguntas disparadoras, visitas de expertos, o charlas de productores, se facilitaron los espacios necesarios para generar inquietudes y salir a buscar las respuestas.

El eje de innovación estuvo sobre los temas elegidos para realizar el trabajo con nuevas soluciones a viejos problemas, nueva visiones o poniendo a consideración una idea novedosa o de vanguardia. Se consideró innovador no sólo la temática del proyecto, sino también cómo fue abordado el proyecto. Algunas de las palabras claves y temas abordados en esta línea fueron: rotaciones; cultivos de cobertura; materia orgánica; estabilidad estructural; buenas prácticas; agricultura sustentable; cuidado del suelo; contaminación de agua; contaminación y biorremediación, sobrepastoreo; manejo del rodeo; uso del suelo; urbano, periurbano y rural; fertilización; desertificación; erosión hídrica; inundaciones; salinización; remediación de suelos afectados por basural; ascenso de la napa; agroquímicos; compostaje; efluentes de tambo y feedlot, entre otros.

Espacio de intercambio y aprendizaje

A través de este proyecto se logró un proceso de intercambio de saberes y conocimientos sobre suelos, ambiente y producción entre los sujetos que participaron del desarrollo del TIS (estudiantes/docentes/técnicos y productores que cumplieron la función de tutores). De esta manera se generó un proceso mediante el cual se transforman los saberes previos de los sujetos involucrados y estos se ven aumentados por la internalización de nuevos conocimientos que le permiten comprender mejor el objeto de estudio, en este caso suelo, ambiente y producción.

Durante los encuentros se realizaron encuestas a los presentes (estudiantes, docentes, tutores) acerca del proyecto y de los encuentros interescolares. La encuesta fue respondida por 265 personas que participaron de los encuentros. El 99,2 % consideraron que el desarrollo del trabajo de investigación le aportó más conocimientos sobre suelos y la importancia de su cuidado. Algunas consideraciones que argumentaron esta respuesta fue: "Al escuchar a todos aprendí más"; "Me permitió saber más sobre los cuidados del suelo"; "Sí, porque aprendí cosas que no había aprendido en la escuela"; "Sí, ampliamente porque me dejó mucha conciencia ya que debemos cuidar uno de los pocos y principales recursos que nos brinda la naturaleza"; "el involucramiento de los alumnos hizo que todos nos metimos a investigar".

El impacto local y la integración a la comunidad

Desde la perspectiva sociocultural, la elaboración del conocimiento no es producto de un individuo en particular, sino que es una creación social que comparten los miembros de determinado grupo. Esto permite lograr una educación vinculada con la vida, la práctica social y productiva local, que promueve la fundamentación y la aplicación práctica de las ciencias. De esta manera permite ampliar sus conocimientos y habilidades para enfrentar a los problemas y desafíos presentes y futuros locales y del mundo, como así también contribuir a la protección de los agroecosistemas y al desarrollo sostenible.

El proyecto contó con apoyo institucional y acompañamiento docente. Al mismo tiempo abrió nuevos espacios de diálogo con públicos externos y fija objetivos comunes, demostrando que hay posibilidades de impactar positivamente en la comunidad. Muchos de los trabajos han concluido con acciones sobre la problemática abordada, la promoción de la concientización del cuidado del suelo(realización de folletos), han llevado sus resultados a ferias de ciencias y han llevado a nuevas líneas de investigación en las escuelas.

Trabajo en equipo y en red

Se promovió la participación de toda el aula durante la elaboración del trabajo. A la hora de presentar los trabajos se tuvo en cuenta la distribución de roles, participación, respeto e intercambio. Se alienta la visión interdisciplinaria en el proyecto "¡Así son los suelos de mi país!", tanto en la elaboración del Trabajo de Investigación, como en la composición de los integrantes de cada Mesa Valorativa.

Esta metodología de trabajo en red promueve:

- la participación del estudiante y técnicos, al ser ambos partícipes fundamentales en la acción y reflexión conjunta;
- la vinculación del estudiante con otros ámbitos, al relacionarse con distintos actores y organizaciones;
- el uso de nuevos soportes de investigación y comunicación;
- la gestión del conocimiento, compartiendo el proceso de trabajo y los resultados alcanzados, dejando capacidad instalada en cada escuela la integración de la comunidad educativa y del ámbito agropecuario.

El trabajo de investigación fomentó el abordaje interdisciplinario y la articulación con el diseño curricular educativo, generando herramientas de enseñanza innovadoras y despertando la inquietud e interés por la investigación en los jóvenes.

La construcción de la generación sostenible

El proyecto contempló una visión ambiental, económica y social, y propuso abordar desde la enseñanza de la ciencia del suelo la preparación del estudiante para interactuar con la problemática agroambiental actual, transformarlo y adecuarlo a las condiciones concretas de la producción agropecuaria. Asimismo ofreció un espacio de reflexión y discusión sobre problemáticas actuales que puedan desprender en acciones y proyectos dentro de la comunidad educativa.

CONCLUSIONES

El proyecto "¡Así son los suelos de mi país!" permitió a los estudiantes participantes conocer más sobre suelos, reflexionar sobre la importancia de su cuidado, generar conciencia y aprender por medio de trabajos de investigación. Logróafianzar la vinculación del sistema educativo de nivel secundario con diferentes instituciones como la AACS, INTA, FAO, CONICET, universidades y otras instituciones. También permitió construir y fortalecer vínculos a nivel local con estas organizaciones e instituciones.

Los temas elegidos para los trabajos de investigación han tenido mucha relevancia tanto para los estudiantes y docentes como para los productores agropecuarios, lo que propició el diálogo sincero y abierto. Al mismo tiempo promovió el estudio de una temática específica como es la problemática de los suelos, su importancia desde el punto de vista de la sostenibilidad de los sistemas productivos locales y la innovación en las propuestas de trabajo. Se consiguió desarrollar espacios de debate, diálogo y construcción del conocimiento, a través de la investigación científica, entre diferentes actores que interactúan en las comunidades.

El involucramiento de diferentes actores como productores agropecuarios, estudiantes secundarios, instituciones especializadas, investigadores y la comunidad en general,puedan construir lazos sociales en las comunidades locales donde los proyectos se desarrollaron. En definitiva, el proyecto educativo ¡Así son los suelos de mi país! promovió la integración, a través de la preocupación compartida por la comunidad sobre el recurso suelo.

AGRADECIMIENTOS

A todos los colaboradores que participaron de alguna forma durante la realización y desarrollodel proyecto (miembros CREA, tutores, anfitriones de los encuentros, técnicos y profesionales, docentes y directores de escuelas).

Al apoyo de la Asociación Argentina de las Ciencias del Suelos, FAO Argentina e INTA.

A la investigadora Laura Bertha Reyes, quién inspiró a la creación de este proyecto.

BIBLIOGRAFÍA

- CASAS R.R. 2015. El deterioro del suelo y del ambiente en la Argentina. Ed. Roberto R. Casas y Gabriela F. Albarracín. Editorial FECIC. 2015

- Gómez M. R., Reyes Sánchez L. B. 2004. Educación ambiental, imprescindible en la formación de las nuevas generaciones. TERRA Latinoamericana. 22:515522.
- FAO. 2015. Carta Mundial de los Suelos (revisada) Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Roma, Italia.
- Latorre, Antonio. 2004. La investigación-acción: conocer y cambiar la práctica educativa. Barcelona: Graó.
- Reyes-Sánchez, L. B. 2006. Enseñanza de la ciencia del suelo en el contexto del desarrollo sustentable Terra Latinoamericana, vol. 24, núm. 3, julio-septiembre, 2006, pp. 431-439 Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, A.C. Chapingo, México
- Reyes Sánchez L. B. 2012. Enseñanza de la ciencia del suelo: estrategia y garantía de futuro. SpanishJournal of Soil Science.2012. V2.N1.07. pp 87 -99.
- ONU. 2015. Transformar nuestro mundo: la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible. A/RES/70/1. 3/40. www.un.org.

C7P10. UNA TRANSECTA EN LA CORDILLERA NORPATAGÓNICA COMO HERRAMIENTA PEDAGÓGICA EN LA ENSEÑANZA DE EDAFOLOGÍA

Frugoni, María Cristina y Suárez, Adriana

Asentamiento Universitario San Martín de los Andes, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Comahue. Pasaje de la Paz 235 (8370). San Martín de los Andes, Neuquén. Argentina. crisfrugoni@gmail.com

RESUMEN

La enseñanza de la Edafologíaen la carrera de Técnico Forestal del AUSMA-UNCo, está orientada a proporcionar a los estudiantes herramientas prácticas con un sólido fundamento teórico. El perfil de esteprofesionalpermite el abordaje de conceptos teóricos desde la prácticaa campo,integrando los contenidos curriculares que se dictan en la asignatura.Conocer estas herramientas ayuda al estudiante a inferir, en función de las características del paisaje, los suelos que espera encontrar. Estofacilita la selección de sitios para forestación o el manejo de las masas forestales, teniendo como objetivo el uso sustentable del suelo. En una bio-climo-toposecuencia de oeste a este de 50 km, desde Paso HuaHum(40°07’23’’LS, 71°39’22”LO) hasta Junín de los Andes(39°57’23”LS, 71°04’39”LO), existe una disminución de la precipitación media anual de 3000 mm a 600 mm. La vegetación nativa pasa de bosque mixto de *Nothofagus* a estepa graminosa. Las tefras producto de la acción volcánica se han depositado en mayor medida en el extremo oeste, como así también en las laderas protegidas del viento, laderas cóncavas y pendientes inferiores, del extremo este.Los suelos evolucionan a andisoles en el extremo oeste y a molisoles ándicos en el este. Los andisoles presentan dominio de amorfos en la fracción mineral, baja densidad aparente, altos contenidos de carbono y pH medianamente ácido. En los molisoles domina el vidrio poco alterado, densidad aparente algo mayor, con menores contenidos de carbono y pH ligeramente ácido a neutro. Esta transecta constituye una útil herramienta didáctica para que los estudiantes verifiquen in situ los contenidos que van adquiriendo a lo largo del curso. La evolución divergente de las cenizas volcánicas permite a los estudiantes analizar críticamente la variación en diversas propiedades de estos suelos: la dinámica del agua, las propiedades fisicoquímicas, la materia orgánica, la fertilidad, entre otras características, cualidades y aplicaciones en el uso forestal de la tierra.

Palabras claves: Técnico Forestal, cenizas volcánicas, edafogénesis.

INTRODUCCIÓN

En la zona cordillerana y pre-cordillerana de Norpatagonia argentina, la evolución de los suelos está regida mayoritariamente por las cenizas volcánicas como material parental. La acción de los volcanes ubicados a lo largo de la cordillera ha cubierto la gran variedad de materiales geológicos producto de la acción glacial. La distribución de las tefrasocurrió producto de la dirección de los vientos dominantes (oeste-este), el tipo de relieve (montañoso a colinado) y su morfometría (exposición, posición y forma) (ColmetDaage*et al*, 1988). Por otra parte, las variaciones en las condiciones bioclimáticas y topográficas signaron la evolución de estos suelos. Esas relaciones, que comprenden los restantes factores de formación, y que son el eje transversal en la enseñanza de Edafología, facilitan al estudiante la comprensión de la incidencia de las características del sitio en la evolución de las cenizas volcánicas como material de origen predominante en esta región y, por lo tanto, en los cuerpos de suelo que esperan encontrar asociados a cada paisaje. Teniendo en cuenta que la asignatura se organiza en torno al eje “uso y manejo sustentable del suelo”, es necesario tener en cuenta estas relaciones, tantopara la selección de sitios para forestación, como para resolver un manejo adecuado de las masas forestales (Broquen 2006 y 2008). En este marco, nos planteamos como objetivo formar a los estudiantes en la ciencia del suelo favoreciendo el análisis crítico, desde la perspectiva de los contenidos teóricos y la ejercitación a campo. Pretendemos además, que al finalizar el curso hayan desarrollado la capacidad de evaluar fundadamente el uso sustentable de la tierra con fines forestales,concibiendo al suelo como un recurso natural al que es indispensable preservar.

MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio

El área de estudio incluyeuna transecta en sentido oeste-este desde el Paso Hua-Hum(40°07’23’’LS, 71°39’22”LO) hasta Junín de los Andes (39°57’23”LS, 71°04’39”LO), en el SO de la provincia del Neuquén, Argentina. En esta transecta ocurre una bio-climo-toposecuencia que condiciona la evolución de los suelos, predominantemente derivados de cenizas volcánicas.

Estrategia de enseñanza

Durante el curso de Edafología, los estudiantes realizan una serie de descripciones morfológicas a lo largo de la bio-climo-toposecuencia. Siendo que, en su mayoría, son derivados de un mismo material de origen, es posible analizar cómo el resto de los factores de formación condicionan su evolución. De este modo, las variaciones en las propiedades de estos suelos, producto de su pedogénesis, son utilizadas para el estudio de la ciencia del suelo. Esto incluye las propiedades físicas, fisicoquímicas, bioquímicas, además de análisis de las relaciones suelo-paisaje. En el último tramo del dictado de la asignatura propiciamos una integración entre las variables morfológicas y los datos analíticos, de manera que puedan tener una idea más acabada de la relación entre éstos, dado que no siempre se cuenta con datos analíticos, pero siempre pueden disponer de una descripción morfológica como herramienta principal.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La bio-climo-toposecuencia

Los suelos de cenizas volcánicas, ocupan la región occidental de todas las provincias patagónicas(Irisarri, 2000).La Cordillera de los Andes constituye una verdadera barrera orográfica entre el Pacífico y el Atlántico. En Norpatagonia esta barrera provoca un importante gradiente de precipitaciones en pocos kilómetros, yendo de 3.000 mm promedio anual sobre la Cordillera de los Andes, a 600 mm unos 50 km hacia el este.La deposición de cenizas volcánicas es debida al transporte que realizan los vientos predominantes del sector Oeste. Estos materiales se han acumulado formando capas con importantes espesores, de manera uniforme sobre la cordillera y han sufrido una redistribución producto de la acción eólica hacia la zona extrandina, generando la acumulación de mantos de ceniza volcánica en las áreas al amparo de los vientos (ColmetDaage*et al.*, 1988). Asimismo, este gradiente de precipitaciones provoca una variación en las propiedades ándicas del suelo, ya que tanto la formación de alófano e imogolita, como la acumulación de materia orgánica, están relacionadas con suelos que permanecen húmedos la mayor parte del año (Frugoni *et al.,* 2000). Los suelos que cumplen este requerimiento satisfacen las propiedadesándicas (SoilSurveyStaff, 2014) y corresponden al orden andisoles. Cuando hay dominio de minerales amorfos el test de Fieldes y Perrot a campo es positivo, el suelo es untuoso y presenta texturas aparentes. Por otra parte, la presencia de una estación seca permite la formación de haloisita por existir más sílice disponible (Mizota*et al.*, 1989;Nanzyo, 2002;Shoji*et al.*, 1993). En este caso los suelos satisfacen los requerimientos de los molisoles ándicosy el Test de Fieldes y Perrot es negativo (Figura 1).

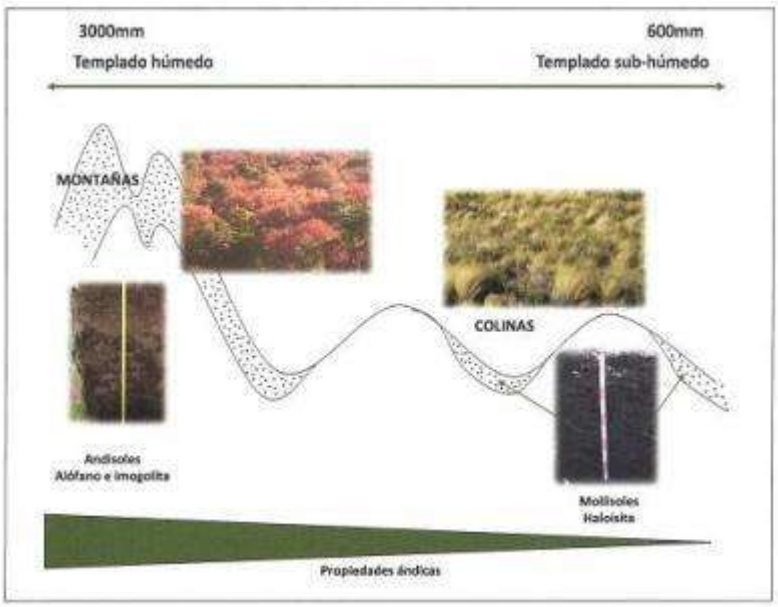


Figura 26. La bio-climo-toposecuencia. Fuente: Loguercio*et al.*, 2015

El fuerte gradiente de condiciones climáticas, el cambio de vegetación y de paisaje en un tramo de sólo 50km, constituyen una útil herramienta didáctica para que los estudiantes verifiquen in situ los contenidos que van adquiriendo.

Las propiedades de los suelos

Como se indica más arriba, esta bio-climo-toposecuencia provoca una evolución diferente de los materiales volcánicos, según sean los factores de formación que actúan sobre los cuerpos de suelo. Las Tablas 1 y 2resumen las características principales de dos perfiles ubicados en cada extremo de la transecta.

Tabla 7. Factores de formación de los suelos en los dos extremos de la transecta.Fuente: elaboración propia en base a Broquen *et al* 2005

Perfil	Ubicación	Clima	Ppmedia anual(mm)	Régimen hídrico	Régimen térmico	Vegetación	Paisaje	Material parental	Clasificación
oeste	40º09'3"LS 71º35'10"LO	Templado Húmedo	3000	Údico	Mésico	Bosque de *Nothofagus*	Montañas	Cenizas volcánicas holocénicas	Udivitrandtáptico
este	39º57'18"LS 71º05'31"LO	Templado sub-húmedo	700	Xérico	Mésico	Estepa subarbustivo-graminosa	Colinas		Haploxerolvitrándico

Tabla 8. Características morfológicas y propiedades fisicoquímicas de los suelos en ambos extremos de la transecta.Referencias: sla: seudolimo arenoso, slag: seudolimo arenoso grueso, sl: seudo limoso, faf: franco arenoso fino, fag: franco arenoso grueso, faa: franco arcillo arenoso, gr: granular, gs: grano suelto, bsad: bloques subangulares débiles, bi: bloques irregulares, f: fina, d: débil, m: masiva, s: suelto, mf: muy friable, sd: semi-deformable nu: no untuoso, du: débilemente untuoso, fu: fuertemente untuoso, noad: no adhesivo, lad: ligeramente adhesivo, nopl: no plástico, lpl: ligeramente plástico, ab: abundantesFuente: elaboración propia en base a Broquen *et al* 2005

	Clasif	Horiz	Prof (cm)	color	textura	estructura	pHw	pHKCl	pHNaF	PO4 ret %	Corg $g.kg^{-1}$	Dens.ap $Mg.m^{-3}$
Perfil oeste	Udivitrandtáptico	O	12-0	Hojarasca de *Nothofagus* en diferentes estados de descomposición								
		A_1	0-13	10YR2/2	SLA	gr, m, d	5,5	4,8	8,9	80	147	0,64
		A_2	13-35	10YR2/2	SLA	masiva, gs	5,6	5,0	10,2	87	40	0,72
		B_{w1}	35-54	10YR3/3	SLAg	masiva, gs	5,4	5,3	10,3	92	24	0,77
		B_{w2}	54-70	10YR3/2	SLA	bsa d, gs	5,1	5,1	10,2	97	26	0,82
		B_{w3}	70-90	10YR3/6	SLA	masiva, gs	5,2	5,2	10,3	96	20	0,63
		$2A_b$	90-110+	10YR3/2	SL	masiva, bi	5,5	4,9	10,3	98	16	0,74
Perfil este	Haploxerol vitrándico	A_1	0-5	10YR3/1	FAf	gr, f, d	6,2	5,3	7,7	15	30	1,12
		A_2	5-30	10YR2/2	FAg	bsa, d	6,5	5,6	7,6	18	22	1,09
		B_{w1}	30-90	10YR2/2	FAg	bsa, d	6,6	5,6	7,6	15	13	1,00
		B_{w2}	90-134	10YR3/2	FAg	m, gs	6,9	5,7	7,5	13	6	0,99
		2C	134+	10YR4/2	FaA	m	6,6	5,4	7,8	18	3	1,26

CONCLUSIONES

La evolución divergente de las cenizas volcánicas permite a los estudiantes analizar críticamente la variación en diversas propiedades de estos suelos, aplicando los contenidos adquiridos: la dinámica del agua, las propiedades fisicoquímicas, la evolución de la materia orgánica, su fertilidad física y química. Asimismo, permite introducirlos en el uso de la SoilTaxonomy.

La interpretación de los conocimientos impartidos en las clases teóricas a través de las descripciones a campo, permite a los estudiantes entender la manifestación a nivel macroscópico (cm) de procesos de formación de suelos que ocurren a nivel microscópico (µm). Asimismo les permite relacionar lo que ocurre a nivel del paisaje y dentro del cuerpo de suelo, a raíz de los procesos de formación dominantes en cada caso, haciendo el nexo en lo que ocurre en el suelo a distintas escalas.

Conocer y analizar las características y cualidades de los suelos, tanto desde los fundamentos teóricos como con las constataciones a campo, les proporciona herramientas para analizar fundadamente la evaluación de las tierras con fines forestales.De ese modo, se facilita la aplicación práctica de sus conocimientos en la toma de decisiones como futuros profesionales de manera de que el uso sustentable del suelo no sea un concepto abstracto sino técnicamente viable, en la medida que conozcan las relaciones del suelo con los componentes del paisaje. Dado que Edafología se encuentra en la mitad de la carrera de Técnico Forestal, este es un ejercicio útil más allá de esta disciplina, que les brinda herramientas concretas para las asignaturas correlativas que cursarán en el segundo tramo de la carrera.

BIBLIOGRAFÍA

- Broquen P. 2006. Prácticas Docentes en Edafología. XX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo yI Reunión de Suelos de la Región Andina"Madre Tierra, Sustento de Vida y Esperanza" y "Pacha 500 años después". Salta – Jujuy, del 19 al 22 de septiembre de 2006.
- Broquen, P; JL Girardin; JC Pércaz; G Falbo; F Candan(†); L Tiscornia; A Suárez; A Feliccetti; FCChiodi& P Barrientos.2008. Proyecto de Investigación "Problemática del uso forestal de la Tierra, contexto físico y social, su relación con la sustentabilidad". Código 04 - S014, Sec. Investigación UNCo. Julio 2008 a diciembre 2012.
- Broquen, P;C Lobartini;F Candan (†)&G Falbo. 2005.Allophane, aluminum and organicmatteraccumulationacross a bioclimaticsequence of volcanicsoils of Argentina. Geoderma 169 (3-4): 167-177. Elseiver. Netherlands.
- ColmetDaage, F;AMarcolin;CLopez;ML Lanciotti;J Ayesa;D Bran;EAndenmatten;PBroquen;JLGirardin;GCortes;JIrisarri;EBesoain;GSadzawka;SSepúlveda;SMassaro;PMillo t&PBouleau. 1988. Características de los suelos derivados de cenizas volcánicas de lacordillera y precordillera del norte de la Patagonia. INTA-ORSTOM. S. C. Bariloche, Argentina, 39pp.
- Frugoni, MC;PBroquen;JL Girardin&GFalbo. 2000. Propiedades de los suelos y su relación con los Factores del Sitio a través del Análisis de Componentes Principales. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo.
- Irisarri, J. 2000. La propuesta de reclasificación de los Andepts de Argentina, de acuerdo al Orden Andisoles (1999) TALLER "SOIL TAXONOMY"ACTAS. Area de Investigación en Cartografía de Suelos y Evaluación de Tierras. Instituto de Suelos - IRN – CNIA – INTA. 14 y 15 de Marzo 2000.
- Loguercio, G; MCFrugoni& F Letourneau. 2015. La calidad de sitio. Manual de Buenas Prácticas para elmanejo de plantaciones forestales en el noroeste de la Patagonia. Editores: L. Chauchard, M.C. Frugoni, C.Nowak. Editorial Buenos Aires. Cap 7. p: 141-164
- Mizota, C &LPvan Reeuwijk. 1989. Clay mineralogy and chemistry of soils formed in volcanic material in diverse climatic regions. International Soil Reference and information centre (ISRIC). Soil Monograph 2. 103 p.
- Nanzyo, M. 2002. UniqueProperties of VolcanicAshSoils. Global EnvironmentalResearch. Vol 6, Nº 2. 99-112.
- Shoji S;MNanzyo&RDahlgren. 1993. Volcanic ash Soils. Elsevier.
- Soil Survey Staff. USDA NRCS. 2014. KeystoSoilTaxonomy. Eleventh Edition.

C7P11. ESTRATEGIA COMUNICACIONAL SOBRE MANEJO DE LA FERTILIDAD DE LOS SUELOS. EQUIPO INTERDISCIPLINARIO PARA PENSAR Y HACER

Guglielmone, Pedro[1*]; Bacigaluppo, Silvina[1]; Salvagiotti, Fernando[1]y Fior, Mabel[1]

[1] EEA INTA Oliveros.
* guglielmone.pedro@inta.gob.ar. Ruta 11, km 353 – 2206 Oliveros.

RESUMEN

En los últimos años se han generadoconocimientos y herramientas para el manejo de la fertilidad de los suelos y la fertilización de los cultivos con base científicas. Esto no se refleja en su aplicación por parte de muchos decisores de los sistemas de producción. El INTA en su calidad de organismo de ciencia y técnica, considera relevante esta problemática. Es preciso trabajar institucionalmente para reducir esta brecha facilitando la adopción de tecnologías de producción sustentable.Profesionales de INTA Oliveros (la Experimental y sus 8 Agencias de Extensión) efectuaron un estudio sobre **Índices de Aceptabilidad** de la tecnología disponible entre 2014 y 2015. El mismo mostró algunos indicadores referidos al uso del suelo que resultan muy útiles para la tarea de extensión con los productores agrícolas.Dicho estudio sirvió de insumo para entablar conversaciones entre distintos especialistas en ciencias agronómicas y sociales de INTA Oliveros, las que se constituyeron en el germen de una **Estrategia Comunicacional creada y puesta en práctica en equipo**.Esta Estrategia, entendida como trama de relaciones, se propone para promover la sustentabilidad de los sistemas productivos de la región en torno al buen uso del suelo. La Estrategia se configuró a partir de un equipo de trabajo interdisciplinario, integrando acciones de difusión y comunicación en el marco del enfoque territorial con el cual trabaja el INTA en el sur de Santa Fe.En este marco, se buscó ampliar el espectro de destinatarios de los materiales de difusión que se produjeron, utilizando diversos espacios y redes relevantes para audiencias diversas. Se organizaron jornadas de capacitación para docentes y estudiantes secundarios y universitarios, se desarrollaron nuevos productos comunicacionales y se crearon espacios de comunicación que favorecen los vínculos y conversaciones entre múltiples actores.

Palabras claves: comunicación; productos comunicacionales; ; índice de adopción.

INTRODUCCIÓN

El suelo es un recurso no renovable y es el medio en el cual crecen y se desarrollan los cultivos, pasturas y bosques, es decir es el sustento que provee alimentos, forraje, fibra, biocombustibles como así también refugio y ambientes recreativos. Es importante tener en cuenta que son pocos los suelos considerados fértiles en nuestro planeta y existen muchos suelos con distinto grado de fragilidad (AACS, 2015; Bacigaluppo, *et al.*, 2015).

El deterioro del suelo es el principal problema que compromete la sustentabilidad de todos los sistemas productivos de Argentina, con un impacto económico sobre el rendimiento anual de los cultivos estimado en US$ 29,9 M. Esta pérdida, calculada para soja, maíz y trigo, es acumulativa y, por lo tanto, ascendería a US$ 1.645 M en una década (Gaitán, *et al.*, 2017).Los procesos antrópicos, entre ellos la agriculturización, provocan la degradación del suelo y la consiguiente pérdida de fertilidad. Si bien se han generado, en los últimos años, herramientas para el diagnóstico y manejo de la fertilidad de los suelos y la fertilización de los cultivos con base en conocimientos científicos, esto no se reflejaría en su uso o aplicación por parte de los actores relacionados en el medio productivo involucrados en la toma de decisiones. El INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria) en su calidad de organismo de ciencia y técnica en la República Argentina, considera relevante esta problemática. Es preciso trabajar institucionalmente para reducir esta brecha facilitando la adopción de tecnologías de producción sustentable.

Por ello, la tarea de extensión tomando como eje diversas prácticas relacionadas con la conservación del suelo, adquiere relevancia y debe profundizarse apelando a distintas herramientas que incidan en el cambio de la situación actual.

En el 2017 en INTA Oliveros, se plantea una **Estrategia Comunicacional** para abordar la problemática descripta en cuanto al uso de los suelos, cuyo alcance inicial se extiende a los sistemas productivos del sur de Santa Fe.

La comunicación es entendida como una trama de relaciones que construyen sentidos, siendo un fenómeno social en constante transformación a partir de las interacciones entre sujetos y actores en determinada problemática. La Estrategia parte de un enfoque comunicacional que propicia el encuentro desde las diferencias (Massoni, 2007; Martín Barbero, 2010). No se reduce a trabajar sólo en la difusión, ya que limitar "la comunicación a los medios nos ha hecho perder de vista gran parte de la experiencia comunicacional que trasciende los medios y las técnicas y que nos habla de

los modos de relacionamiento entre las personas y entre los actores sociales." (Uranga, 2000). El fin es promover la sustentabilidad de los sistemas productivos de la región, facilitando el acceso a herramientas desarrolladas con conocimiento científico para el uso más racional del recurso suelo.

La Estrategia Comunicacional propuesta no sólo pone énfasis en el logro de productos, sino que sin descuidar este aspecto esencial de la difusión, también interviene en los procesos. Es así que trabaja a partir de dispositivos de articulación que integren genuinamente intereses, necesidades y modos de comunicarse de una multiplicidad de actores afectados por la problemática.

El diseño de esta **Estrategia contempla acciones de Comunicación y Difusión** sobre la base de: utilización de medios y redes sociales, creación de espacios comunicacionales y aprovechamiento de recursos que actúan como dispositivos de comunicación.

Pero además, en el caso que se presenta, la Estrategia contiene una nota distintiva que es el **trabajo en equipo**, en el cual la **interdisciplina** se considera una **tecnología de gestión** (Longobardi, 1992).

En la Estrategia, se integran diversos dominios de saber en torno a una conversación, "pero no para obtener […] una explicación, ni para responder a un por qué; más bien las incorpora crítica y valorativamente para responder a un cómo" (Massoni, 2007).

DESARROLLO

Según lo establecido en el Plan Estratégico Institucional 2015-2030 (INTA 2016)"el proceso de gestión de la innovación y el conocimiento integra matricialmente todas las capacidades institucionales […] Investigación, Extensión, Vinculación y Transferencia Tecnológica, Relaciones Institucionales, Información y Comunicación, en tanto aspectos cruciales para impulsar el aprendizaje y la innovación".

Históricamente en la Institución, desde su creación en 1956, existieron las dos ramas fundamentales del organismo: investigación y extensión. Pero por diversos motivos, en algunos temas, en la actualidad existe una disrupción en el proceso. Por ejemplo, en la temática del manejo sustentable del suelo, unestudio sobre Índices de Aceptabilidad tecnológica realizada en el área del sur de Santa Fe (INTA Oliveros, 2016), mostróuna brecha entre el conocimiento científico relativo a las buenas prácticas en el manejo de suelos y lo implementado en los sistemas productivos.

Dicho estudio contó con la participación de profesionales de INTA Oliveros (la Experimental y sus 8 Agencias de Extensión) quienes realizaron un seguimiento de los procesos productivos de una amplia región del sur de Santa Fe. Mediante encuestas, se evaluaron aspectos como: la diversificación de las secuencias, lafertilización de los cultivos, la calidad de semillas, el manejo de plagas insectiles y de malezas, entre otros. Con respecto al primer punto, al considerar la incorporación de gramíneas en la secuencia – aspecto de suma importancia en la conservación de las condiciones relativas a la fertilidad física del suelo - el estudio mostró que en la región sólo un 15% de superficie estaba ocupada por trigo, un 14% por maíz y menos del 1% por sorgo. El 70 % restante estaba ocupado por soja de primera. Estos resultados indican que las proporciones no son las adecuadas en base a los conocimientos generados (30% de gramíneas de invierno y 30% de gramíneas de verano (INTA Oliveros, 2016)), no sólo por la menor eficiencia en el uso de los recursos naturales (nutrientes, agua, radiación, etc.), sino que tampoco lo son para un correcto manejo de adversidades bióticas. En este sentido, Gerster *et.al*., (2010), observaron mejoras en la calidad física de un suelo degradado, y una mayor producción del cultivo de soja, por efecto de la inclusión de gramíneas en una rotación agrícola.

En relación a la fertilización de los cultivos, prácticamente el 80% de los productores respondieron que realizaban esta práctica, pero aunque una alta proporción mencionó realizar análisis de suelo, la decisión de la dosis a aplicar no estaba basada en un diagnóstico que contemplara la disponibilidad de los nutrientes y la necesidad del cultivo, sino más bien en la relación insumo-producto o dosis de rutina. Esta situación se verificó tanto en campo propio o alquilado.

El trabajo en conjunto organizado en 2017 para la difusión de los resultados del estudio mencionado, facilitó que se entablaran conversaciones entre distintos especialistas en ciencias agronómicas y sociales de INTA Oliveros, las que se constituyeron en el germen de una Estrategia Comunicacional creada y puesta en práctica en equipo.

La situación descripta precedentemente sobre la adopción de tecnología para el manejo de la fertilidad de suelos, indicó la oportunidad de abordarla comunicacionalmente, atendiendo la complejidad de los procesos y no sólo de los productos. "El fenómeno de comunicación no depende de lo que se entrega, sino de lo que pasa con el que recibe" (Maturana & Varela, 2003, p.130).

Inicialmente, el equipo se integró con profesionales de INTA Oliveros con formación en ciencias agrarias y en ciencias de la comunicación. Los primeros, con funciones de coordinación, lo que en parte, facilita los cambios y transformaciones que se puedan proponer. Pensar y hacer desde distintas miradas condujo a que se constituyera en un equipo de ideas y a la vez, de trabajo.

En lo relativo al trabajo en equipo con el que se implementó la Estrategia, el hecho de pertenecer a un sector u otro de la Institución (investigación, extensión, transferencia, comunicación) no inmovilizó a los profesionales en roles fijos. Ello implicó como punto de partida, reconocer saberes diferentes, pero a la vez privilegiar el diálogo para integrar, articular, desde las diferencias de enfoques y puntos de vista.

Precisamente uno de los ejes de la Estrategia estriba en promover, fomentar y llevar a la práctica la corresponsabilidad comunicacional, entendida como un compromiso organizacional en el cual la tarea de comunicación y difusión no sólo está en manos de los especialistas en comunicación sino que, debido a su importancia para llegar al territorio, se asume como una responsabilidad personal e institucional de distintos actores.

La primera reunión de este equipo de trabajo, abocado al manejo sustentable de suelos, fue básicamente un intercambio de ideas sobre múltiples aspectos del problema: actores, áreas de vacancia, recursos disponibles, propuesta de acciones. Cada uno de los integrantes del equipo aportó desde 'su lugar´. Los especialistas en suelos y extensión, con conocimientos de los intereses y necesidades de múltiples actores involucrados en la problemática del manejo de la fertilidad del suelo. Los especialistas en comunicación, con el manejo de variadas herramientas y recursos, y a la vez con conocimiento cabal de los materiales producidos especialmente en los últimos años sobre el tema.

Como producto de esa primera reunión, quedó un registro completo de acciones a encarar, que sirvió de base para la elaboración de la Estrategia que integró, ordenó, sistematizó y permitió visualizar el conjunto compuesto por *'lo que hay y lo que falta'*.

La multidisciplina inicial del equipo condujo más adelante al trabajo interdisciplinario (Cullen, 1997). Con el transcurrir de la actividad, el equipo comenzó a ser el espacio donde todos aportaron **nuevos saberes integrados**.

Específicamente, para la Estrategia sobre manejo de fertilidad de los suelos, se tomó como marco de referencia la Estrategia Comunicacional de la Experimental INTA Oliveros, que ya contaba para la difusión con las siguientes herramientas:

- Plataforma virtual de la EEA INTA Oliveros: página web www.inta.gob.ar/oliveros, boletín digital **INTA Santa Fe Sur**, Facebook INTA Oliveros.
- Plataforma virtual del INTA a nivel nacional: página web www.inta.gob.ar, Facebook, Twitter y canal youtube.
- Revistas digitales del INTA Oliveros: Revista Para Mejorar la Producción (PMP) y Revista ***construyendovínculos***.
- Noticiero agropecuario "Pampero TV" (co-producción nacional entre el INTA, el SENASA y la TV Pública).

A la vez, suma a la tarea de producción de materiales para dichos medios, otros espacios que no estaban mediados por las nuevas Tecnologías de Información y Comunicación (TICs), ni tampoco considerados estrictamente comunicacionales. Situados en el marco de la Estrategia, se constituyen en mediaciones utilizadas para favorecer otro tipo de vínculos entre las personas, que van más allá de la mera información (Martín Barbero, 2010).

Entender la comunicación como una trama de relaciones que trasciende lo meramente informativo exige incorporar a la Estrategia cuestiones que tienen que ver con los vínculos y los significados que se comparten. Para ello, es necesario abordarla desde otras dimensiones: (i) interaccional, (ii) ideológica y (iii) sociocultural (Massoni, 2007).

En lo que respecta a la primera dimensión, se trabaja con las relaciones que se establecen entre las personas en espacios no mediados por las nuevas tecnologías de información y comunicación: reuniones, encuentros, capacitaciones y otras.

En lo que se refiere a la dimensión ideológica, se propone la re-significación de algunos conceptos considerados clave en la problemática, que se integrarán en nuevos conocimientos: "el suelo visto como un recurso finito, no renovable", "daños irreversibles (e.g. erosión hídrica) y reversibles (e.g. desbalances de nutrientes en el suelo), "intensificación sustentable", "fertilización según diagnóstico", "comunicación y difusión".

La dimensión sociocultural alude, principalmente, a las redes que configuran lazos internamente entre todos los componentes del sistema de generación y transferencia Institucional, integrando en acciones concretas a profesionales y no profesionales. Esto se refleja en reuniones de Consejo, reuniones de coordinadores de PRET´s (Proyectos Regionales con Enfoque Territorial), Equipos de Gestión, Grupo de Referentes de Difusión y Comunicación. De igual modo, con otras instituciones: educativas, cooperativas, profesionales, gremiales.

En función de lo establecido, la Estrategia Comunicacional (comunicación + difusión) se organiza como se indica en la Tabla 1.

Tabla 1 - Estrategia Comunicacional sobre Manejo de la Fertilidad de los Suelos. Acciones y herramientas.

Acciones	Herramientas	Detalles
Utilización medios de comunicación y redes institucionales.	Web institucional www.inta.gob.ar	- página organizada por temas. - siempre hay tres notas destacadas. - cada Experimental tiene una portada específica. - la EEA Oliveros creó en su espacio un subportal: "Los suelos en los sistemas agrícolas".
	Facebook INTA Oliveros	- interacción con el usuario a partir de la info publicada. - se nutre principalmente, de la info que se carga en la web.
	Boletín digital mensual de la EEA infoINTA Santa Fe Sur	- se nutre, exclusivamente, de la info que se carga en la web. - cada mes, se publican entre 7 y 9 artículos, con mayor énfasis en las notas técnicas pero sin descartar noticias y crónicas.
	Revista "Para Mejorar la Producción" PMP. EEA Oliveros	- 2 números al año. - se publican resultados de redes de experimentos del sur de Santa Fe, informes de experiencias a campo, ensayos de una o más campañas sobre diferentes cultivos. - se incluyen informes elaborados por profesionales INTA (EEA Oliveros y otras EEA de la región) como así también de universidades.
	Revista "construyendo vínculos". EEA Oliveros	-se publican trabajos sobre desarrollo rural, local, territorial. Incluye experiencias a nivel regional.
	Facebook INTA Argentina, Twitter y Canal youtube de INTA, Boletín INTA INFORMA	Generan notas a partir de lo publicado en los diversos portales de las Experimentales INTA del país.
	Noticiero agropecuario "Pampero TV"	Co-producción nacional entre el INTA, el SENASA y la TV Pública. Participación periódica mediante entrevistas a profesionales de la EEA y AER.
Creación de espacios de comunicación	Equipo interdisciplinario	Articulando para llevar a cabo la Estrategia Comunicacional planteada. Las diversas miradas disciplinares puestas a conversar en torno a la problemática.
	Jornadas de capacitación para Escuelas Agrotécnicas	Actividades en salón y a campo. Programa que aborda múltiples aspectos relacionados con los suelos y su conservación.
Aprovechamiento de recursos que actúan como dispositivos de comunicación	Consejo Local Asesor	Conformado por productores y representantes de sectores vinculados al agro. Se reúne una vez al mes.
	PRET´s (Proyectos Regionales con Enfoque Territorial)	Abordan diversas temáticas en función de las problemáticas del territorio.
	Equipos de gestión	Cada PRET tiene su equipo como así también la Dirección de la EEA Oliveros. Integrados por profesionales con función de coordinación como así también de investigación y comunicación.
	GReDyC (Grupo de Referentes de Difusión y Comunicación)	Espacio institucional de comunicación, que busca trabajar en redes en pos de mejorar la comunicación interna, para hacer más eficiente su relación con las audiencias externas. Grupo conformado por secretarias y extensionistas de los grupos de trabajo de la Experimental y sus 8 Agencias de Extensión.

ESPACIOS Y PRODUCTOS DESTACABLES

Se enfatiza que la Estrategia en sí es concebida, desde sus inicios, integrando acciones de difusión y comunicación; todos los pasos se piensan en ese marco.

La Estrategia Comunicacional no es un esquema rígido. No obstante, contempla actividades muy diversas, con sus respectivos objetivos específicos y fundamentalmente distintas etapas de ejecución. Una de las primeras labores encaradas fue la creación del **sub portal Suelos** en el sitio web de la EEA INTA Oliveros, con el propósito de reunir y presentar orgánicamente materiales publicados o no en dicha web. Reconociendo la existencia de contenidos de calidad producidos por esta Institución a nivel nacional, como así también de otras instituciones ligadas a la temática, el eje de esta tarea fue facilitar el acceso a dicha información de potenciales usuarios interesados en la problemática.

Con el fin de "llegar" a variadas audiencias, todo el equipo seleccionó materiales que se agruparon en 4 categorías para agilizar la búsqueda en el sitio web de INTA. Las categorías utilizadas para clasificar los documentos publicados fueron: libros, mapas, notas de prensa e informes técnicos. Los comunicadores integrantes del equipo se desempeñan también como administradores web del sitio de la EEA Oliveros y se cuenta con la colaboración del equipo web de INTA a nivel nacional.

Si bien se toma en cuenta una referencia geográfica (la región sur de la Provincia de Santa Fe), no se restringe la publicación de documentos a que hayan sido producidos por la Experimental nombrada del INTA y sus 8 Unidades de Extensión ubicadas en la zona. El criterio que rige en este sentido es la utilidad del texto o producto para distintos interesados en la búsqueda en la web, y se trabaja en función de los conceptos de accesibilidad y navegabilidad.

Otro espacio comunicacional desarrollado en el marco de esta Estrategia fue la jornada para escuelas agrotécnicas "Conociendo nuestro suelo". Fue organizada en el INTA Oliveros, a mediados de agosto del 2017; participaron más de 150 alumnos y profesores pertenecientes a 6 establecimientos educativos de la región. Con el objetivo de concientizar y promover el buen uso y cuidado de nuestros suelos, el evento se organizó bajo la modalidad teórica-práctica con disertaciones en el Salón de Usos Múltiples (SUM) del INTA y una recorrida por distintas estaciones en el campo de producción.

Las estaciones a campo fueron 5:

1. Claves para realizar un buen muestreo de suelos para conocer el estado nutricional del lote.
2. Diferentes metodologías de evaluación física del suelo.
3. Calicata para observar los diferentes horizontes del suelo y el grado de compactación del mismo.
4. Parcelas de escurrimiento. Aportes de los cultivos de cobertura para mitigar el impacto de la lluvia y el viento.
5. Simulación de laboratorio sobre cómo se realiza la recepción de la muestra de suelo, su acondicionamiento y las técnicas de análisis químicas propias de cada elemento a analizar.

CAMBIOS, TRANSFORMACIONES

De manera consistente con lo planteado en cuanto a que la Estrategia es un proceso que continua en permanente reflexión, acción y revisión, se presentan conclusiones parciales. Tomando lo que sostiene Massoni (2007) sobre desplazamientos que se producen cuando se trabaja con un enfoque de comunicación estratégica, en lugar de hacerlo sólo desde la difusión, se señalan los movimientos que ya se perciben en cuanto a la situación inicialmente descripta.

- La Estrategia es un proceso abierto, que se va adaptando, modificando y ampliando. Habilita la creatividad compartida, sin divisiones rígidas entre quienes aportan ideas y quienes ejecutan los trabajos. Trasciende un plan cerrado con etapas como postas a superar. Además, pueden integrarse participantes y colaboradores, en función de las necesidades que surjan.
- El equipo interdisciplinario de trabajo es el espacio donde todos sus componentes aportan nuevos saberes integrados.
- El foco de todas las acciones está puesto ya sea, en los usuarios de la información y la tecnología cuando se piensa en la difusión, como así también en los participantes e involucrados cuando se planifica la comunicación.
- En el marco de la Estrategia se van entablando conversaciones. En principio, en la Institución entre especialistas de diversas disciplinas. También se incluye a los no profesionales en las conversaciones, a través del GReDyC, grupo integrado por secretarias/os de todas las Unidades INTA en el sur de Santa Fe, que están en contacto cotidiano con la gente. En las reuniones que planifica el grupo de Comunicaciones de la EEA, el temario contempla el tema de la Estrategia Comunicacional y las acciones planificadas, en las cuales además, participan.

- La tarea de comunicación y difusión no sólo está en manos de comunicadores. Hay corresponsabilidad comunicacional institucional.
- Para superar el tradicional difusionismo, la estrategia se basa en un abordaje multidimensional de la comunicación, que además de trabajar en la dimensión informativa, abarca acciones de distinto orden, correspondientes a otras dimensiones: interaccional, ideológica, sociocultural.
- Se destaca que si bien, la Estrategia surge a partir de la necesidad de intervenir para resolver un problema, no se agota en ello, sino que es el espacio que habilita continuar operando con una mirada en prospectiva.

BIBLIOGRAFÍA

- Asociación Argentina de Ciencia del Suelo. 2015. Disponible en: http://www.suelos.org.ar/interes_contenidos.htm
- Bacigaluppo, S.; F. Salvagiotti; J. Capurro & G. Gerster. 2015. *El suelo: la conservación de un recurso estratégico*. Disponible en: https://inta.gob.ar/documentos/el-suelo-la-conservacion-de-un-recurso-estrategico
- Cullen, C. 1997. Crítica de las razones de educar. Editorial Paidós. Buenos Aires. Argentina.
- Fior, M. 2007. Vínculos y construcción de sentido en torno al concepto de interdisciplina en equipos de trabajo. Estrategias de comunicación en el marco de cambios organizacionales. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencia Política y RRII. UNR. Rosario. Argentina.
- Gaitán, J.; MF. Navarro; L. Tenti Vuegen; MJ. Pizarro; P. Carfagno & S. Rigo. 2017. Estimación de la pérdida de suelo por erosión hídrica en la República Argentina.1ª. ed. – Buenos Aires: Ediciones INTA. Disponible en: https://inta.gob.ar/documentos/estimacion-de-la-perdida-de-suelo-por-erosion-hidrica-en-la-republica-argentina
- Gerster G.; S. Bacigaluppo; M. Bodrero& F. Salvagiotti. 2010. Secuencia de cultivos, descompactación mecánica y rendimiento de soja en un suelo degradado de la Región Pampeana.XXII Congreso AACS - Rosario 2010 "El Suelo, Pilar de la Agroindustria en la Pampa Argentina"**.**
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. 2016. PLAN ESTRATÉGICO INSTITUCIONAL 2015-2030: PEI 2015-2030, un INTA comprometido con el Desarrollo Nacional. 1a. edición. Ediciones INTA 2016. ISBN Nº 978-987-521-769-0. Disponible en: https://inta.gob.ar/documentos/plan-estrategico-institucional-2015-2030
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA); Estación Experimental Agropecuaria INTA Oliveros. 2016. Uso de la tecnología disponible en sistemas agrícolas del sur de Santa Fe. Disponible en: https://inta.gob.ar/documentos/uso-de-la-tecnologia-disponible-en-sistemas-agricolas-del-sur-de-santa-fe
- Longobardi, R. 1992. Bases para un modelo interdisciplinario de capacitación gerencial. INTA. Dirección de Formación Superior y Desarrollo de Recursos Humanos. Documento Nº 1. Buenos Aires. Argentina.
- Martín Barbero, J. 2010. De los medios a las mediaciones. Comunicación, cultura y hegemonía. Azcapotzalco, México: Anthropos Editorial.
- Massoni, S. 2007. Estrategias. Los desafíos de la comunicación en un mundo fluido. Rosario: Homo Sapiens Ediciones.
- Maturana, H. & Varela, F. 2003. El árbol del conocimiento: las bases biológicas del entendimiento humano. (1984), 1º Coedición de Editorial Universitaria con Editorial Lumen SRL, Buenos Aires, Grupo Editorial Lumen.
- Uranga, W. 2000. Gestionar la comunicación en las prácticas sociales y en las organizaciones. En: Seminario de Comunicación Estratégica, 2006, Posgrado de Especialización en Comunicación Ambiental, Facultad de Ciencia Política y RRII, UNR, Argentina.

C7P12. CONQUISTA DEL DESIERTO Y LA ZANJA DE ALSINA EN 1877: UNA EXTENDIDA CALICATA

Marasas Pablo A.

Marasas + Asociados. Laboratorio y Servicios Agropecuarios. Lincoln. Buenos Aires. Pablo.marasas@gmail.com

RESUMEN

En las últimas décadas del siglo XIX como estrategia en la lucha del estado Nacional contra los pobladores nativos, se construyó una zanja defensiva que luego tomó el nombre de su impulsor: La zanja de Alsina. En base a testimonios de protagonistas de la época se comparan sus descripciones empíricas de perfiles de suelos, con la observación actual de los mismos interpretados según los conocimientos presentes de la Ciencia del Suelo.

Palabras claves: Zanja de Alsina, perfil de suelo, historia.

INTRODUCCIÓN

Transcurre el año 1877 en el oeste de la provincia de Buenos Aires.

Adolfo Alsina, ministro de Guerra del Presidente de la Nación Nicolás Avellaneda, diseñó e implementó la ejecución de una línea defensiva de fortines en la lucha contra los Salineros y Ranqueles por el territorio. Así se construyen ciento noventa guardias, fortines y fuertes cada diez km unidos por un foso que dificultó la entradapero sobre todo la salida de los malones de los nativos con la hacienda obtenida.

La obra terminó en una larga cicatriz de más de 380 km de foso de dos metros de profundidad y tres de ancho en la boca escarbados en el desierto. Comenzaba en Nueva Romacerca de Bahía Blanca y concluía poco más al norte de Trenque Lauquen (Gamboni, 1994; De Marco, 2013; Ebelot, 2015)

Se peleaba por la posesión del territorio, de los vacunos y en definitiva por el suelo(Ras, 2006).

Resulta interesante destacar que la construcción del foso generó debates "edafológicos "en el Congreso de la Nación y en la prensa de la época. Asimismo, desde el punto de vista del conocimiento actual de la Ciencia del Suelo, la construcción de la zanja representa una "calicata extensa" que nos aporta información de interés académico sobre las características (*e.g.* morfología) de los suelos en aquellos tiempos. El objetivo del trabajo fue discutir, desde una perspectiva histórica, la importancia de la "Zanja de Alsina" como objeto de estudio edafológico.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para cumplir el objetivo planteado se realizó: i) una búsqueda bibliográfica de materiales de la época, diarios de campaña de militares, cartas de Calfulcurá, Namuncurá y tratados sobre la "conquista del desierto"(Gamboni 1994; Alsina, 1997; Lobos, 2015); ii) Se realizó un viaje a la zona de Tornquisty Carhué para ubicar perfiles presentes en cortes de caminos y realizar su descripción según las "Claves para la Taxonomía de Suelos, del USDA.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los pobladores nativos conocían bien su territorio y la calidad de los suelos y ambientes(Ebelot, 2015;Lobos, 2015). Sabían que en campos de calidad inferior no podrían subsistir. Así en nombre de su padre Calfulcurá, Namuncurámanda a escribir al presidente de la Nación Sarmiento en el año 1873 : "[...] *nos dicen que su Eucia*[por Excelencia]*a dado orden para qe se nos quite nuestro campo que es Cargue* [por Carhué] *i aserlo Poblar* [...]*U.mire por nosotros ibeaqe todos los campos qe están Poblados eran de los indios qeoy nos quedan un rretaso*[...] *i si nos Poblan Cargue ya qedamos metidos en los montes i en los medanos*[...]*asi es señor qe pido i le pide mi Padre qe Cargue nos deje anuestromando,porquees el único Campo qe tenemos donde tenemos las imbernadas*."(Lobos 2015).

Por su parte el gobierno nacional necesitaba conocer el nuevo territorio y para ello contratóingenieros y agrimensores extranjeros.

Uno de ellosfue el francés Ebelot, que en su memoria al Ministro de Guerra en el año 1877 describe los perfiles de dos tipos de suelos que atravesaba la zanja: en terreno "blando" y en "tosca y tierra"

"El terreno de las lomas está formado , después de una delgada capa de tierra vegetal, de una tosca mucho mas rica en principios calcáreos y mucho mas dura (…).Esa piedra resiste al pico , que pronto se calienta y pierde su temple […] *y ha sido forzoso recurrir a otro temperamento*[…]*. Consiste en hacer la zanja solamente hasta llegar al terreno que no puede atacar el pico*[…].(Ebelot 2015).

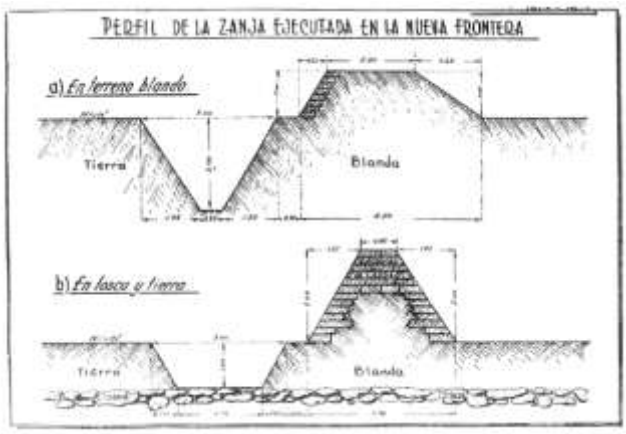


Figura 1.Copia del esquema presentado por el Ing. Ebelot
Con la descripción de los perfiles de la Zanja.

El Coronel Álvaro Barros se opuso a la obra y llevó la discusión al Congreso con argumentos edafológicos:"*En la extensión de esta* [zona] *la naturaleza del suelo no es uniforme. Entre Puan y Carhué bajo una delgada capa de tierra, se encuentra piedra viva que no cede al golpe de pico. Allí la zanja, que sería duradera,será por lo mismo impracticable.*

De Carhué al N, sucede lo contrario, el suelo en general es blando y arenoso y la labor que en él se ejecuta fácilmente, pierde luego su forma y desaparece por la acción de los vientos y las lluvias"(Barros 1975).

En las Figuras 2 y 3 se muestran los perfiles evaluados en la zona de estudio, que coinciden en su morfología con los rasgos y características que se describieron en los testimonios históricos.



Figura 2. Perfil de Updisament típico.

Partido de Guaminí (“Terreno blando “)



Figura 3. Perfil de Haplustol lítico
Partido de Tornquist (“En tosca y tierra”)

Otro aspecto de importancia que surge en los textos de la época es la presencia de la capa freática.El ingeniero militar de origen polaco Wisocki menciona en un informe*:" La zanja de 4 metros de boca por 1,80 metros de profundidad no pudo dársele mas hondura por haber llegado al agua y después de concluido el trabajo tenía media vara de altura”*(Raone 1969).

El registro de la profundidad de la capa freática (“napa”) presenta un gran interés actual en términos de sus implicancias hidrológicas para el manejo de los cultivos.

La discusión de las observaciones y hallazgo históricos reportados en el presente trabajo, no constituye una revisión bibliográfica completa del material disponible. Pretende resaltar el valor y la importancia de profundizar en la historia de la Ciencia del Suelo en la Argentina, sobre la que se ha escrito y discutido poco en el ámbito académico. Asimismo, éste tipo de información tiene un valor pedagógico muy significativo para quienes se dedican a la docencia (*e.g.* Edafología, Fertilidad de Suelos, etc.) ya que permite conectar textos históricos con la disciplina edafológica o pedológica, herramienta innovadora y poco abordada en general para enseñar temas vinculados con suelos de la Región Pampeana.

CONCLUSIONES

Las observaciones realizadas en el área de estudio permitieron corroborar las descripciones morfológicas plasmadas en los textos históricos analizados en el presente trabajo, aportando información de interés para la historia de la Ciencia del Suelo en la Argentina, área escasamente tratada en la literatura científica local.

El análisis e interpretación (con el conocimiento vigente) de textos históricos vinculados con la construcción de la “Zanja de Alsina” constituye una valiosa fuente de información sobre cómo eran los suelos y ambientes del oeste de la Región Pampeana hacia fines del siglo XIX, como así también como material pedagógico para la enseñanza de la Ciencia del Suelo.

AGRADECIMIENTOS

Al Ingeniero agrónomo MscMartín Torres Duggan por su exhaustiva revisión, y a los Doctores ingenieros agrónomos Fernando García y Ramiro Carretero por sus detalladas sugerencias. A la Traductora Gabriela Buscemi por la revisión gramatical.

BIBLIOGRAFÍA

- USDA.Clavespara la Taxonomía de Suelos. DécimaSegunda Edición.2014. http://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_051546.pdf
- INTA.Carta de Suelos de la República Argentina.Hoja 3763.http://anterior.inta.gov.ar/suelos/cartas/
- Raone, JM.1969.Fortines del desierto.Vol 1.Biblioteca del Suboficial.Buenos Aires.619p
- Lobos, O.2015.Juan Calfulcurá,correspondencia 1854-1873. Colihue.CABA.576 p
- Gamboni,OD.1994.AdolfoAlsina,Gobernador de la Provincia de Buenos Aires y Conquistador del Desierto.Universidad Católica de La Plata.La Plata.303p
- Ebelot, A.2015.Relatos de la frontera del desierto.Quevedo Ediciones.CABA.400p
- Thill, JP&JA.Puigdomenech. 2003.Guardias fuertes y fortines de la Frontera Sur.Servicio Histórico del Ejército.CABA.377p
- Barros, A.1975.Indios,Fronteras y Seguridad Interior.Solar/Hachette.Buenos Aires.366p
- De Marco.2013.La Guerra de la Frontera.Emecé.CABA.580p
- Alsina, A.LaNueva Línea de Fronteras.Memoria Especial del Ministerio de Guerra y Marina.Buenos Aires.1977.Eudeba.372p
- Ras, N.2006.La Guerra por las Vacas.Editorial Galerna.512p.

C7P13. GENERACION DE RECURSOS DIDÁCTICOS PARA LA ENSEÑANZA DEL PROCESO DE EVALUACION DE TIERRAS

Novelli, Leonardo E.[1,2,3]; Fontana, Marianela B.[1]; Gvozdenovich, Jorge J. [1,3]; Folmer, Miguel A[1]; Saluzzio, Mariano F.[1]y Barbagelata, Pedro A [1,3].

[1]Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos. [2]CONICET. [3]EEA Paraná INTA.

lnovelli@fca.uner.edu.ar; Ruta 11 km 10,5 (3101), Oro Verde, Entre Ríos, Argentina.

RESUMEN

El conocimiento del proceso de Evaluación de Tierras (ET) es trascendental para la formación de los Ingenieros Agrónomos, encontrándose dentro de sus incumbencias profesionales.Su estudio presenta cierto grado de dificultad para los alumnos que cursan Tecnología de Tierras en la FCA-UNER, ya que existen falencias al momento de la evaluación de los trabajos prácticos desarrollados a lo largo de la cursada y consultas frecuentes al respecto.Se considera necesario proponer mejoras continuas en las estrategias de enseñanza y el tipo de recurso didáctico usualmente utilizado para la enseñanza del tema.El objetivo fue promover y fortalecer el aprendizaje del proceso de ET a través de la utilización de situaciones problemáticas y herramientas audiovisuales, para que el alumno: i) reconozca y utilice ordenadamente los pasos del proceso de evaluación de tierras; ii) detecte las limitantes y diferencias entre distintas unidades de tierras; e iii) integre conceptos de evaluación de tierras y proponga recomendaciones de uso adecuadas para cada unidad de tierra evaluada.Durante la corrección de las situaciones problemáticas (SP) se observaron errores que no se volvieron a reiterar en el trabajo práctico. De la evaluación de la propuesta por los alumnos,el 80% sostuvo que le fue de utilidad para comprender el proceso de ET, el 100% propuso que se debe repetir en años sucesivos y, además, realizaron algunos aportes para mejorar este recurso didáctico. El uso de las SP permitió a los alumnos comprender el proceso de ET y se consideró una herramienta adecuada ya que favoreció al aprendizaje a través de la problematización. La forma de corrección de las mismas (con re-entrega), contribuyó al reconocimiento de los errores y a una acertada aplicación del proceso de ET. El video realizado, que ejemplifica el proceso de ET, constituyó una herramienta de apoyo utilizada permanentemente.

Palabras claves: herramientas audiovisuales, situaciones problemáticas, Tecnología de Tierras

INTRODUCCIÓN

Dentro de los recursos naturales que el profesional de la agronomía debe manejar, el suelo y el agua resultan fundamentales y, a partir del acabado conocimiento de su manejo adquiere elementos para encarar el estudio de las diferentes producciones. La utilización sustentable de estos recursos naturales requiere del conocimiento de las tecnologías disponibles para su manejo. El espacio curricular "Tecnología de Tierras", correspondiente al 4to año de la carrera de Ingeniería Agronómica de la Facultad de Ciencias Agropecuarias (UNER), es el encargado de promover dichos conocimientos. Los contenidos que integran el programa del espacio se relacionan con conceptos básicos del uso de los suelos, evaluación de tierras por capacidad de uso (ET), manejo de las condiciones físicas, químicas y biológicas del suelo, estudio de aspectos relacionados a la degradación de suelos, fundamentalmente la erosión hídrica, rehabilitación de tierras y planificación de uso y manejo de tierras.

A lo largo del cuatrimestre en el cual se dicta el espacio curricular, los alumnos realizan un trabajo práctico general (TPG) en campos de productores, donde aplican e integran los diferentes conceptos que se van abordando en clase. Este trabajo es considerado de suma importancia para la cátedra, siendo su aprobación una condición necesaria para regularizar la materia. Dentro de los aspectos abordados, la ET constituye el eje central del TPG.

La evaluación de tierras se puede definir como el proceso de interpretación y predicción del comportamiento de la tierra cuando es utilizada para fines específicos, e involucra aspectos físicos, económicos y sociales (FAO, 1976). Se pretende dar el uso más apto de la tierra de acuerdo a la aptitud potencial de las mismas, con una utilización racional de los recursos naturales que permita seleccionar los sistemas de producción más rentables y eficientes para cada zona evaluada. Durante el proceso de evaluación de tierras, los alumnos utilizan información disponible de cartas de suelos,

imágenes satelitales, verificacióna campo de tipo de suelo y grado de erosión, resultados de análisis de suelos y vegetación existente, entre otras. Esto les permite conocer e interpretar las principales limitantes de los campos evaluados, y así poder proponer el mejor uso posible para los diferentes tipos de suelo que presenta el establecimiento.

El proceso de ET es considerado crítico en la formación profesional. Existen solicitudes de tasaciones de campos, análisis de nuevas alternativas de producción, presentación de informes para el manejo del monte nativo o para la desgravación impositiva por sistematización de suelos, donde se requiere un estudio de evaluación de tierras y en donde el profesional Ingeniero Agrónomo tiene especial injerencia. La metodología de ET empleada por la cátedra en el TPG es la "Metodología estandarizada para múltiples fines rurales" (originalmente desarrollada por Van Barneveld, 1973 y luego adaptada por Tasi &Bedendo, 2008). Desde hace algunos años se procura poner mayor énfasis en la explicación de dicha metodología, incluso repitiendo algunos conceptos en casi todas las clases. Sin embargo, a pesar de la mayor frecuencia en la explicación del tema, persisten los problemas de comprensión y aplicación de esta metodología en el desarrollo del TPG y es uno de los puntos en los cuales se detectan las mayores falencias al momento de la evaluación. Esto evidencia que dicha temática no logra comprenderse en su totalidad.Descubrir los obstáculos del aprendizaje y potenciar los factores que lo facilitan, permite pensar en nuestra intervención para favorecer el aprendizaje (Steiman, 2004). En este sentido, se considera necesario repensar las estrategias de enseñanza que se vienen utilizando en la cátedra y proponer alternativas que permitan promover y fortalecer el aprendizaje de ET.

Existen diferentes recursos didácticos, entendidos como los materiales de apoyo a la enseñanza (Steiman&Melone, 2008). Dentro de ellos, las situaciones problemáticas (SP) surgen como una opción viable y posible de realizar en aula. Una situación problemática es "una situación que un individuo quiere o necesita resolver y para la cual no dispone un camino rápido y directo que lo lleve a la solución" (Lester, 1983). Las principales características que presenta este recurso son: i) ubica al alumno en un contexto de la realidad; ii) permite manejar datos que los alumnos deben buscar, seleccionar y clasificar, iii) orienta hacia la toma de decisiones y soluciones que pueden ser únicas o admitir varias posibilidades. De esta manera, la resolución de situaciones problemáticas, puede ser un recurso didáctico importante para mejorar la comprensión del proceso de ET, ya que favorece al desarrollo del pensamiento complejo, requiriéndose de rigurosidad, creatividad, reflexión y evaluación del contexto y de las acciones a realizar (Sanjurjo&Rodríguez, 2003).

Lo interesante e innovador de esta herramienta, es que les permite a los alumnos tener una mirada más amplia del proceso de ET, ya que la mayoría de los establecimientos visitados cuentan con producciones agrícolas, ganaderas o mixtas (agrícola-ganaderas) y, generalmente, las propuestas y recomendaciones de los alumnos se basan en seleccionar las tierras de mayor aptitud para agricultura y las de menor aptitud o con mayores limitantes para sistemas de producción mixtos o ganaderos. Sin embargo, raramente se analizan otras alternativas de producción posibles, las cuales pueden ejercitarse a través de la resolución de situaciones problemáticas, analizando campos que se encuentran en otras zonas de la provincia, visitadas y analizadas con menor frecuencia.

Asimismo, otro recurso que puede ayudar a facilitar la comprensión de ET, es el apoyo a la enseñanza con medios audiovisuales, el que puede servir como complemento a la exposición oral. Los videos didácticos son comúnmente utilizados para facilitar el proceso de enseñanza y aprendizaje, ya que presentan una clara intencionalidad instructiva y se elaboran con un objetivo definido que responde a una problemática existente (Vazquez-Reina, 2010). Además, una ventaja de este tipo de recurso, es que puede estar disponible en el Aula Virtual de la Cátedra, que se encuentra en el Campus de la UNER (Plataforma Moodle), y ser consultado por el alumnado en cualquier momento.

El objetivo general de esta propuesta didáctica fue promover y fortalecer el aprendizaje del proceso de evaluación de tierras a través de la utilización de situaciones problemáticas y herramientas audiovisuales. Los objetivos específicos fueron, que el alumno: a) reconozca y utilice ordenadamente los pasos del proceso de evaluación de tierras;b) detecte las limitantes y diferencias entre distintas unidades de tierras y, c) integre conceptos de evaluación de tierras y proponga recomendaciones de uso adecuadas para cada unidad de tierra evaluada.

MATERIALES Y MÉTODOS

Situaciones Problemáticas

Se generaron tres SP. La clase teórica ET y la práctica de SP se desarrollaron en las primeras semanas de cursada. Luego de la clase teórica de evaluación de tierra, se presentaron las SP y se trabajaron durante la clase práctica en grupo. Cada grupo analizó una SP. La entrega de la resolución de las mismas se realizó la siguiente semana vía correo

electrónico. Además, en la clase práctica de la misma semana de la entrega del informe se realizó una puesta en común sobre lo desarrollado, con la finalidad de discutir los aciertos y las fallas durante el proceso de ET, y poder corregir posibles errores metodológicos. Luego de la corrección de los trabajos entregados y su devolución virtual, se pidió una segunda entrega, para corroborar la corrección de los posibles errores conceptuales y guiar a los alumnos.

Herramientas audiovisuales

Se realizó un video sobre fundamentos concretos y casos reales de utilización del proceso de ET mediante la "Metodología estandarizada para múltiples fines rurales" (Van Barneveld, 1973). Su ejecución se realizó a través del programa Windows Live MovieMaker. Además, se ubicó un establecimiento particular, utilizando el programa Google EarthPro. El video está disponible en YouTube y el Aula Virtual de la cátedra para ser consultado por los alumnos en cualquier momento.

Evaluación

La evaluación de esta implementación por parte de los alumnos se realizó a partir de preguntas enmarcadas en la encuesta de finalización de cursada del espacio curricular. La encuesta se implementó a través de la aplicación formularios de Google Drive. Se analizaron dos años de encuestas (2016 y 2017). Además, los docentes realizaron una evaluación cualitativa, comparando las mejoras de los TPG a partir la implementación de este trabajo versus años anteriores.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la puesta en común de las SPanalizadas, se detectaron los errores que, en años anteriores, comúnmente se han encontrado al finalizar el TPG (es decir, las últimas dos semanas de cursada): no se reconocenni utilizan ordenadamente los pasos del proceso de ET, aunque sí las limitantes y diferencias entre distintas unidades de tierras. Se considera que las SP fueron un recurso adecuado para favorecer el proceso de enseñanza y aprendizaje del alumno, y que la puesta en común como estrategia de aprendizaje fue enriquecedora, ya que los alumnos pudieron darse cuenta de los errores que cometieron en la aplicacióndel proceso de ET. En lo que respecta a la entrega de los trabajos de SP, seis grupos de los doce totales realizaron correctamente la ET. Los restantes reconocieron sus errores en la puesta en común, y rehicieron el trabajo, posterior a la devolución por parte del equipo docente. Se pidió una segunda entrega vía e-mail, para corroborar que comprendieron correctamente el proceso, teniendo resultados favorables, y realizando solo pequeñas indicaciones. La práctica de devolución de los trabajos y re-entrega involucró un proceso de retroalimentación. Esto instó a los alumnos a rever el trabajo y corregir los errores, lo que se considera mucho más beneficioso para su formación y aprendizaje, ya que el estudiante no siempre revisa o mejora por sí mismo los trabajos que fueron corregidos y que no exigen una nuevaentrega.

El video educativo se realizó hacia fines de semestre y se subió a la plataformaYouTube (https://www.youtube.com/watch?v=fYyadoLnq7U) y al aula virtual de Tecnología de Tierras (Figura 1). Esta herramienta audiovisual está disponible para que los alumnos puedanpreparar exámenes libres, como así también como insumo para realizar la ET en el TPG. Además, esta fue una primera experiencia de la cátedra en la edición de videos didácticos, y fue aceptada y utilizada por los alumnos, lo que constituye un primer acercamiento al uso de las Tecnologías de la Información y la Comunicación (TIC). Se considera necesario avanzar en esta línea de enseñanza y complementar el trabajo desarrollado en el aula, ya que como indica Cueto (2007) nos toca el "suicida papel pedagógico de intentar convencer en sus propios territorios a los nativos digitales".



Fig. 1: Imágenes del video subido a YouTube.

La evaluación de los nuevos recursos implementados fue realizada por el equipo docente y por los alumnos. Como cátedra, se notó que las falencias referidas a la ET encontradas año tras año en la presentación oral del TPG (al final del cursado), aparecieron ahora en la entrega del trabajo de SP. Estos errores no se reiteraron luego en el TPG, lo que se considera un aspecto positivo a destacar.

Los alumnos realizaron una encuesta al final del cursado del espacio curricular. En 2016 se recabaron 62 encuestas, mientras que en 2017 fueron 52. En la misma se incorporaron una serie de preguntas referidas a la implementación de las SP. Las preguntas fueron: 1) ¿Te sirvió el TP de situaciones problemáticas para comprender la Evaluación de Tierras y luego realizarla en el TPG?; 2) ¿Recomendarías realizar este TP en años sucesivos? y, 3) ¿Qué aspectos se podrían mejorar de este TP?

Los resultados de la pregunta 1, teniendo en cuenta los dos años, fueron: 69,3% (Si), 29,8% (Bastante), 0,9% (Poco) y 0% (No). En cuanto a la pregunta 2, el 100% de los alumnos recomendó realizar esta ejercitación en años sucesivos y, en cuanto a las mejoras (pregunta 3) que propondrían, algunos de ellos indicaron:

- "En la parte de la planilla de condiciones agropecuarias recomendaría explicarla con un poco de más profundidad porque me costó completarla de forma correcta."

- "En la situación problemática incluir más detalles."

- "Se le podría agregar una ubicación geográfica del campo de manera tal que para obtener las series de suelo el alumno tenga que recurrir a la búsqueda del campo con sus respectivas series (de forma digital con el Google Earth y el visor del INTA por ejemplo)."

- "Explicar mejor los criterios para el cuadro de agrupamiento interpretativo, ya que se hace muy complicado entender que hay que tener en cuenta."

- "Realizar más ejercicios en cuánto a este tema."

Como aspectos positivos, se destacan:

- "No encuentro falla, si bien es un tema muy importante y difícil de comprender al principio no se me ocurre una forma de poder explicarla mejor."

- "Creo que es el apropiado, donde las exigencias no son altas. Considero que debe ser una tenue introducción al tema, ya que volverá a trabajarse más adelante en profundidad en el TPG."

- "Ninguna, seguir con este TPaños siguiente porque te permite entender los pasos que tenemos que tener en cuenta para la evaluación de tierras, que luego se aplican en el TPG."

- "No me parece que haya aspectos a mejorar. Quiero destacar que me pareció bueno que hayan dado situaciones de otras partes de la provincia que tienen otros tipos de suelo y otras características, como los Entisoles o los Planosoles. Generalmente se veía en los TPG que los suelos eran o Molisoles o Vertisoles, y me parece importante ver un poco más sobre los suelos de otras partes de Entre Ríos."

- "Así sencillo como fue esta bueno, para terminar de entender la planilla de condiciones."

- "Fue esencial para luego poder realizar el TPG, sin el hubiéramos estado perdidos. Recomiendo que lo sigan implementando!! Excelente, excelente."

- "Me pareció muy bien que hayan hecho este TP como practica introductoria al TPG. No se me ocurre algo conciso para mejorarle."

- "A nuestro grupo nos sirvió mucho para el TP general, por ahí sí, explicar bien y que se entienda, lo de formas y sistemas, y la planilla, que es lo que se tiene que plantear bien ahí, porque a nosotros nos surgió muchas dudas en ese momento, ya que a esa altura todavía no estamos con el TP y por ahí no se llega a entender bien."

- "Me parece bien que se lo haga antes, porque cuando haces el TPG ya tenés la idea de lo que tenés que evaluar"

- "Nada. Si hay errores que cometer (en lo relacionado a las planillas de condiciones agropecuarias y cuadro de agrupamiento interpretativo) que sean en este TP y no en el TPG, al final de la cursada."

CONCLUSIONES

El uso de las situaciones problemáticas permitió a los alumnos comprender el proceso de evaluación de tierras a través del desarrollo de un ejercicio práctico relativamente sencillo de ejecutar y corregir. Las SP como herramienta educativa, fueron adecuadas ya que favorecieron al aprendizaje a través de la problematización. La forma de corrección de las mismas (con una segunda entrega), contribuyó al reconocimiento de los errores y a una acertada aplicación del proceso de ET. En lo que respecta al videodidáctico, está disponible en YouTube y el aula virtual de la cátedra, y sirvió como herramienta de apoyo para la comprensión de la ET, consultada en cualquier momento, lo que permitió favorecer el aprendizaje, al respetar los tiempos necesarios por cada alumno para alcanzar dicho proceso.Se consideraron algunas de las propuestas de mejoras indicadas por los alumnos en la encuesta del primer año y se ejecutaron durante el segundo año de implementación. Lo mismo se realizará con las propuestas realizadas por los alumnos de la cursada 2017.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la Universidad Nacional de Entre Ríos (UNER) por el financiamiento de este Proyecto de Innovación e Incentivo a la Docencia (PIID).

BIBLIOGRAFÍA

- Cueto, J. 2007. Esos nativos digitales. Disponible en: http://elpais.com/diario/2007/06/24/eps/1182665755_850215.html[Fecha de consulta: 15/12/2017].
- Food and Agriculture Organization of the United Nations. 1976. A framework for land evaluation. Soils Bulletin 32. Rome, Italy.
- Lester, FK. 1983. Trends and issues en mathematical problem solving research. En: R Lesh y M Landau (eds.). Acquisition of mathematical concepts and processes. Nueva York. Academic Press.
- Novelli, L.E.& M. Fontana. 2016. Video Evaluación de Tierras. Disponible en plataforma YOUTUBE (https://youtu.be/fYyadoLnq7U). [Acceso 26/12/2017].
- Sanjurjo, L & X Rodriguez (Eds.). 2003. Volver a pensar la clase. Las formas básicas de aprender. Ed Homo Sapiens. Rosario.
- Steiman, J. 2004. ¿Qué debatimos hoy en la didáctica? Las prácticas de enseñanza en la educación superior, Bs. As., Baudino Ediciones, Cap. 3.
- Steiman, J &C Melone. 2008. Capítulo 2: El Método y los Recursos Didácticos. En: J Steiman (ed.) Más didáctica (en la educación superior). Universidad Nacional de San Martín Edita. Buenos Aires, Argentina. 239 p.

- Tasi, H. & D. Bedendo. 2008. Aptitud Agrícola de las Tierras de la Provincia de Entre Ríos (2° edición). Proyecto Regional Agrícola. Ediciones INTA – Centro Regional Entre Ríos. INTA EEA Paraná. Serie Extensión N° 47.
- Van Barneveld, GW. 1973. Evaluación de las tierras. Propuesta de una metodología estandarizada para múltiples fines rurales. Plan Mapa de Suelos Provincia de Entre Ríos. PNUD/FAO/INTA ARG/68/526, 37 pp.
- Vazquez-Reina, M. 2010. El uso de medios audiovisuales como recurso pedagógico. Disponible en:http://www.apasanantonio.es/index.php/the-news/cultura-informatica/208-el-uso-de-medios-audiovisuales-como-recurso-pedagogico. [Fecha de consulta: 15/12/2017].

C7P14. CON UNA MIRADA AGRONÓMICA: ANÁLISIS CURRICULAR DE CURSOS INTRODUCTORIOS A LA CIENCIA DEL SUELO

Ramos, Noelia M.[1]; Alonso, Andrea G.[1]y Mestelan, Silvia A.[1,2]

[1]Facultad de Agronomía, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires(FA-UNCPBA).[2]E-mail de contacto: silvia.mestelan@hotmail.com

RESUMEN

La Ciencia del Suelo es una disciplina que incluye entre sus desafíos, intentar explicar las características y el comportamiento de un material complejo y multifuncional como es el suelo. Debido al papel fundamental de los suelos como integrantes de los ecosistemas, esta disciplina es esencial en la carrera de Ingeniería Agronómica, la cual se imparte en todo el territorio argentino. Los planes de estudio de la carrera, como así los programas analíticos de los cursos introductorios a la Ciencia del Suelo de 29 Universidades argentinas, públicas y privadas, fueron analizados con el objetivo de detectar si existen diferentes modalidades de enseñanza de los mismos. Enel 63% de los casos, este curso introductorio se dicta en 3° año de la carrera, previa aprobación de cursadas de ciencias relacionadas con el área de Química (Química Inorgánica, Química Analítica, QuímicaAgrícola, Química Orgánica, Química Biológica), Física y Biología y/o Botánica, asignaturas en las que el alumno adquiereprincipios que le permiten comprender posteriormente tanto el origen como el funcionamiento del suelo. En el 55 % de los casos esta asignatura introductoria es de dictado cuatrimestral (semestral), impartiéndose de 48 a 112 horas de instrucción; y aproximadamente en el 14%es de dictado anual, con 112 a 150 horas de clases. Esta carga horaria se reparte en todos los casos en clases teóricas y prácticas. Existe un espacio didáctico común en toda la Argentina constituido porlas "salidas a campo"en las que se realiza el reconocimiento del objeto y/o se integra lo aprendido. Los programas analíticos estudiados se estructuran de manera similar, en un esquema progresivo quecomienzacon una introducción al suelo,continúaexplicando sus constituyentes, y convoluciona hacia su génesis, estableciendo además principios y propiedades en los entornos de la Física y Química, adentrándose luego en los ciclos biogeoquímicos de los elementos. En el 55% de los casos, si es que no forman parte de una asignatura correlativa, se dictan contenidos de clasificación basados en la Taxonomía de Suelos estadounidense, acompañados en su mayoría, por cartografía de suelos (62.5%). Existen temas especiales como **contaminación del suelo, calidad del suelo, degradación del suelo y salinidad,** entre otros, quese encuentran presentes en los programas analíticos del 34% de los casos analizados. Se observa finalmente, que la mirada productivista clásica que se tuvo del suelo se vuelve compleja en el intento de que los graduados posean una visión sustentable de los sistemas agroproductivos, lo que exige que la transmisión y enseñanza de la Ciencia del Suelo adquiera una mirada holística para adecuar al egresado al actual cambio en el escenario productivo nacional y de valores en el público argentino.

Palabras clave: Edafología Agrícola; contenidos mínimos; planes de estudio de Agronomía

C7P15. ALCANCE DE LA ENSEÑANZA DE LA CIENCIA DEL SUELO EN LAS UNIVERSIDADES DE PARAGUAY

Rasche Alvarez, Jimmy Walter;Leguizamón Rojas, Carlos Andrés; Paniagua Alcaraz, Julio Renán; Quiñonez Vera, Laura Raquel; González Cáceres, Eugenio yDuarte Monzón, AlderDelosantos.

Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Asunción. Campus de la UNA. San Lorenzo, Km 11, Central. Paraguay. jwrasche@yahoo.com.ar

RESUMEN. El estudio de las Ciencias Agrarias a nivel universitario empezó en Paraguay en el año 1956 con la creación de la Facultad de Agronomía y Veterinaria en la Universidad Nacional de Asunción, con la incorporación de algunas asignaturas relacionadas a suelos. Hoy, se cuenta con más de 50 cursos de grado en Agronomía o ciencias afines en el país que dictan asignaturas relacionadas a la Ciencia del Suelo. La Facultad de Ciencias Agrarias es la única que ofrece en el último año de grado la orientaciónSuelos y Ordenamiento Territorial, de cuyas aulas egresaron 235estudiantes y es la que posee una Maestría en Ciencia del Suelo y Ordenamiento Territorial en el país con 19graduados con el título de Magíster en Ciencia del Sueloy Ordenamiento Territorial.

Palabras claves: Aprendiendo suelos, Educación en suelos, Conocimiento de suelos

INTRODUCCIÓN

Históricamente el crecimiento de la economía paraguaya está relacionado a la agricultura y a la ganadería (Unión de Gremios de la Producción, 2015). Ambas actividades tienen como base para su sostenibilidad económica el suelo y sus propiedades físicas, químicas y biológicas. Con el avance de la tecnología se pasó de una agricultura de autoabastecimiento y en armonía con el ambiente a una agricultura altamente tecnificada y extractiva, donde el recurso suelo se vio afectada por la falta de cuidados,acelerándose los procesos de deterioro de los mismos por erosión, pérdida de la materia orgánica y de la biodiversidad, disminución de la fertilidad, acidificación, salinización, compactación, entre otros problemas. Prueba de eso es que en la 68ª Asamblea General de la FAO (Food and AgricultureOrganization of theUnitedNations) se declaró el año 2015 como el año internacional de los suelos buscando alertar a los diferentes sectores de la sociedad sobre la importancia de este recurso, tratando de concienciar sobre el papel del suelo sobre la seguridad alimentar y manutención de los ecosistemas y se fomentó una alianza mundial por el suelo (FAO, 2013).

Una forma de disminuir la pérdida del suelo o de su calidad, es crear e impartir conocimiento relacionado a la Ciencia del Suelo y este se logra mediante investigación sobre el Recurso suelo y la enseñanza del suelo, principalmente a los agentes transmisores de técnicas e informaciones como los son los ingenieros agrónomos, agropecuarios, forestales, entre otros.

El objetivo del presente trabajo es describir la evolución de la enseñanza de la Ciencia del Suelo a nivel universitario en el Paraguay.

MATERIALES Y MÉTODOS

En este trabajo se realiza una descripción sobre el proceso de la enseñanza de asignaturas relacionadas a la ciencia del suelo en Universidades en Paraguay y un análisis cuantitativo sobre la formación de ingenieros agrónomos con la orientación o Maestría en el área, así como los trabajos relacionados a las líneas de investigación que fueron realizados por los mismos.Para la obtención de los datosse recurrió a fuentes secundarias, como la base de datos de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Asunción, guías académicas anuales, así como a otras fuentes como ser páginas de internet de las diferentes Universidades públicas y privadas que existen en el país, además de informaciones de sitios oficiales del Consejo Nacional de Educación Superior (CONES) y de bibliografías referentes al área de educación en Ciencia del Suelo. Esos datos fueron analizados y discutidos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La primera Facultad de Agronomía y Veterinaria en Paraguay fue creadaen 1956 por Ley No 242, que en su Artículo 2 establece que desde el 1 de enero de 1956 la “Escuela Superior de Agronomía y Veterinaria” pase a depender de la Universidad Nacional de Asunción con el rango de “Facultad de Agronomía y Veterinaria”. Estas dos ramas de la

ciencia agraria se desarrollaron en una misma Facultad pero con planes de estudios separados.De esta manera, se formala primera Carrera de Ingeniería Agronómica del Paraguay, donde se dictaron asignaturas relacionadas a la Ciencia del Suelo.Entre las primeras asignaturas dictadas en el curso de Agronomía se encontrabanGeología, Edafología, Fertilidad de Suelos y Manejo de Suelos, cuya duración era anual, por lo que el plan de estudios de esa etapa fue conocido como Plan anual (IICA, 1973). En 1966 se crean los departamentos dentro de la Carrera de Ingeniería Agronómica quedando las asignaturas relacionadas al suelo a cargo del departamento de Producción Agrícola.

En 1974 se separan las Facultades de Agronomía y Veterinaria en dos Facultades independientes y en el año 1994 la Facultad de Ingeniería Agronómica se convierte en Facultad de Ciencias Agrarias.En 1975 se aprueba un nuevo plan de estudios (Plan 75), sin embargo, no hay se observaron cambios en las asignaturas relacionadas a Suelos (FCA-UNA, 1987). Posteriormente en 1976 y 1979 se crean y habilitan las filiales de Minga Guazú y de Pedro Juan Caballero respectivamente, habiendo así tres locales en el Paraguay para estudiar Ingeniería Agronómica.En 1991, se aprueba un nuevo plan de estudios (Plan 1991), donde la Carrera de Ingeniería Agronómica pasa de ser dictada en forma anual a ser dictada en forma semestral, pero no se incorporan nuevasasignaturas relacionadas a suelos (FCA-UNA, 1993).

En el año 1990,la Universidad Católica “Nuestra Señora de la Asunción” implementa la Facultad de Ciencias Agropecuarias y en ella la Carrera de Ingeniería Agronómica en la ciudad deHohenau, departamento de Itapúa, al sur del país, en la que también había dos a tres asignaturas relacionadas a la Ciencia del Suelo. Unos añosdespués, esta misma Universidad, creauna filial en la ciudad de Coronel Oviedo,departamento de Caaguazú,en cuyo plan de estudios aparecen asignaturas relacionadas a Suelos.Hoy, existen más de 15 Universidades públicas y privadasque ofrecen la Carrera de Ingeniería Agronómica o carreras similares como Ingeniería Agropecuaria, Ingeniería Forestal, Ingeniería Ambiental, Administración Agropecuaria, entre otras(Universidad Nacional de Asunción, Universidad Nacional del Este, Universidad Nacional de Canindeyú, Universidad Nacional de Caaguazú, Universidad Nacional de Pilar, Universidad Nacional de Villarrica del Espíritu Santo, Universidad Nacional de Concepción, Universidad Nacional de Itapúa, Universidad Católica Nuestra Señora de la Asunción, Universidad Columbia del Paraguay, Universidad Privada del Este, Universidad del Conosur de las Américas, Universidad NihonGakko, Universidad Privada del Pacífico, Universidad San Carlos, Universidad Privada del Guairá, Universidad Internacional Tres Fronteras, Universidad Nordeste del Paraguay, entre otras) que dictan asignaturas relacionadas a la Ciencia del Suelo (CONES, 2018a; CONES 2018b).

Elgran salto dentro de la Ciencia del Suelo se produjo con la implementación del plan 1997 de la FCA-UNA, con la creación de la Orientación Suelos, donde los estudiantes tenían la posibilidad de elegir de entre seis orientaciones para cursar los últimos dossemestres (FCA-UNA, 2000). En el nuevo plan de estudios de la carrera de Ingeniería Agronómica, además de las asignaturas básicas como Edafología (4to semestre), Fertilidad de Suelos (5to semestre), Manejo de Suelos (6to semestre) y Planificación del Uso de la Tierra (8vo semestre), los estudiantes podían optar por la Orientación Suelos para cursar asignatuas dictadas en la orientación tales como Génesis y Clasificación de Suelos, Erosión de Suelos y su Control,Física de Suelos, Química de Suelos, Biología de Suelos y Relación Suelo-Planta-Atmósfera.

Posteriormente en el 2006,en la Orientación Suelos seofrecieron nuevas asignaturas como Función Social y Ambiental de la Tierra, Calidad Ambiental de los Suelos, Manejo de Cuencas Hidrográficas y Contaminación de Suelos (FCA-UNA, 2009).

En el 2013 se implementó un nuevo plan de estudios en la Carrera de Ingeniería Agronómica de la FCA-UNA, tal como el anterior con nueve semestres, en el cual se mantiene que el estudiante pueda optar por la Orientación suelos en el séptimo semestre. Las disciplinas obligatorias ofrecidas entre el séptimo al noveno semestre son: Física de Suelos, Química de Suelos, Medición y Cartografía Territorial, Biología de Suelos, Levantamiento y Clasificación de Suelos, Ordenamiento y Planificación Territorial y Manejo Integrado de Suelo y Agua. Las asignaturas optativas ofrecidas son: Función Social y Ambiental de la Tierra, Calidad Ambiental de los Suelos, Manejo de Cuencas Hidrográficas, Contaminación de Suelos, Relación Suelo Planta Atmósfera, Evaluación de Impacto Ambiental en Suelo y Agua. Se verifica en este plan que hubo un retomar de las asignaturas clásicas de la ciencia del suelo como obligatoria, y que la oferta. Al finalizar los nueve semestres, siendo tres de ellos relacionados a la Orientación Suelos, el estudiante está habilitado para defender su Trabajo final de Gradodentro de la orientación elegida (FCA-UNA, 2015).

Desde la graduación del primer grupo en la Orientación Suelos, en el año 2002,y hasta el año 2017,egresaron 235 estudiantes.Cada uno de ellos realizó un trabajo de investigación para terminar la carrerarelacionado a la Ciencia del Suelo (Tabla 1).

Tabla 1. Número de graduadosdel 2002 al 2017 en la Orientación Suelos y Ordenamiento Territorial de la Carrera de Ingeniería Agronómica de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Asunción.

Año	Número de graduados	Año	Número de graduados
2002	4	2010	25
2003	4	2011	29
2004	5	2012	24
2005	8	2013	14
2006	18	2014	23
2007	8	2015	11
2008	18	2016	21
2009	14	2017	9
TOTAL	**235**		

Clasificando los trabajos finales de grado realizados por estos estudiantes se puede observar que predominan los relacionados a la línea de Fertilidad de Suelos y Nutrición de Plantas y hay un gran déficit de trabajos en la línea de Biología de Suelos y Génesis, Morfología y Clasificación de Suelos (Tabla 2).

Tabla 2. Trabajos elaborados en las distintas líneas de investigación en la Orientación Suelos y Ordenamiento Territorial en la Carrera de Ingeniería Agronómica y en la Maestría en Ciencia del Suelo y Ordenamiento Territorial de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Asunción.

Líneas de Investigación	**Trabajo de grado**	**Tesis de Maestría**
Fertilidad de Suelos y Nutrición de Plantas	147	13
Física y Manejo de Suelo y Agua	29	4
Ordenamiento Territorial	32	1
Biología de Suelos	9	1
Génesis, Morfología y Clasificación de Suelos	2	0

Otro hecho significativo en la enseñanza en la Ciencia del Suelo en Paraguay se dio con la creación de la primera Maestría en Ciencia del Suelo y Ordenamiento Territorial, en el año 2008, que inicialmente contó con 16estudiantes, de los cuales se graduaron 10.El Programa de Maestría en Ciencia del Suelo y Ordenamiento Territorial surge como respuesta a la necesidad de contar con especialistas en la materia, que cuenten con sólidas bases conceptuales sobre los aspectos del suelo,que puedan desempeñarse enla investigación,docencia en la educación superior,así como, poseer habilidades y competencias para la búsqueda de soluciones apropiadas a los numerosos desafíos técnicos y tecnológicos en las fincas agrarias no mecanizadas y mecanizadas del país.

En el año 2010 se habilita la segunda edición del Programa de Maestría en Ciencia del Suelo y Ordenamiento Territorial de la FCA-UNA, financiado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT),que contó inicialmente con 19 estudiantes, de los cuales se graduaron 9.Notoriamente menos del 50% del grupo inicial terminaron la maestría, a pesar de contar con financiamiento para ello.En el 2017, se habilita la tercera edición del Programa de Maestría en Ciencia del Suelo y Ordenamiento Territorial,nuevamente con apoyo del CONACYT,que contó inicialmente con 16estudiantes inscriptos,quienes están cursando el segundo semestre de la maestría.

Por otro lado,desde el 2016 se está realizando una Maestría en Ciencia del Suelo y Ordenamiento Territorial en la Filial Caazapá de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Asunción, que dista a 200 kilómetrosde Asunción. Este programa cuenta con 21 estudiantes, quienesactualmente están en la etapa de elaboración y defensa de tesis.Esta Maestría en Ciencia del Suelo y Ordenamiento Territorial es la primera en ser dictada en el interior del país.

Actualmente, en el Paraguay se tienen 19 graduados con el título de Magister en Ciencia de Suelo y Ordenamiento Territorial que se formaron en los cursos dictados en la UNA.Además,una treintena de profesionales realizaron sus estudios de postgrado en el exterior.

También cabe destacar la realización de una especialización en ¨Conservación de Suelos con enfoque en cadenas de valor para la agricultura familiar¨entre abril de 2015 a mayo de 2016, mediante una cooperación interinstitucional entre la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Asunción (UNA), la Cooperación Alemana de Desarrollo (GIZ) y el Ministerio de Agricultura y Ganadería (MAG), con el objetivo de contribuir al mejoramiento del nivel de desempeño de los profesionales para fortalecer el desarrollo de la Agricultura Familiar, proporcionando conocimientos edafológicos, de cadenas de valor y de extensión rural que contribuya al desarrollo sostenible de las unidades productivas familiares, donde el 80% de las disciplinas ofrecidas eran relacionadas a la Ciencia del Suelo. En esta especialización fueron beneficiados cerca de 70 profesionales, en su mayoría Ingenieros Agrónomos.

En otras universidades paraguayas, aunque no se tiene la Maestría en Ciencias del Suelo, se posee asignaturas relacionadas a la Ciencia del Suelo como es el caso de la Maestría en Producción Vegetal suministrada por la Universidad Nacional de Concepción donde lanzó la misma inicialmente en el 2015-2017 con 20 alumnos de los cuales egresaron 16 Magister y el segundo grupo (2017-2019) con 23 alumnos que actualmente están realizando el curso. Entre las disciplinas que se ofrecen en dicho curso se encuentran: Química y Fertilidad de Suelo, Uso y Manejo de Correctivos y Fertilizantes, Física y Biología de Suelo y Manejo y Conservación de Suelo.

La Universidad Nacional del Este, en el 2015-2017 ofrece la Maestría en Nutrición de Planta y Producción Agrícola con las siguientes asignaturas: El Suelo y la Nutrición de Plantas, Fertilidad del Suelo y la Nutrición de Plantas, Manejo de Suelos y la Nutrición de Plantas, Aplicación de las Informaciones de Suelo en la Nutrición de Plantas y Fertilizantes y la Nutrición de Plantas. Este curso se encuentra nuevamente abierto en la corte 2018-2020.

La Universidad Católica “Nuestra Señora de la Asunción” implementa en 2017 la Maestría en Producción Agrícola, donde se encuentra la asignaturaFertilidad de Suelos y la Nutrición de Plantas.

Así como en el caso de la Orientación Suelos en carrera de grado, a nivel de postgrado abundan los trabajos relacionados a manejo y fertilidad de suelos en detrimento de las otras áreas de la ciencia del suelo (Tabla 2).

La importancia de formar Magister en Ciencias de Suelo y Ordenamiento Territorial en el Paraguay permite cubrir la deficiencia de especialistas,no solo en el campo sino también en el área de la educación superior, ya que estos estarían capacitados para la enseñanza, la investigación y la extensión de los conocimientosen las Facultades donde se dictan asignaturas relacionadas a esta ciencia.

Hoy, falta afianzarse en el siguiente paso, que sería la creación del Programa de Doctorado en Ciencia de Suelo y Ordenamiento Territorial en el Paraguay.

CONCLUSIONES

La enseñanza de la Ciencia del Suelo en Paraguay ha tenido un gran avance en los últimos 20 años con ciclos orientados al área de la Ciencia del Suelo tanto a nivel de carreras de grado como de programas de posgrado. La Maestría en Ciencia del Suelo y Ordenamiento Territorial en Paraguay permite lanzar al mercado especialistas en esta área.

AGRADECIMIENTOS

Al CONACYT por la financiación del Proyecto POSG16-178 “Postgrado en Ciencia de Suelos y Ordenamiento Territorial”.

BIBLIOGRAFÍA

- Facultad de Ciencias Agrarias,Universidad Nacional de Asunción. 1987. Guía Académica, plan 1975, sistemaanual. San Lorenzo. 48 p.
- Facultad de Ciencias Agrarias,Universidad Nacional de Asunción. 1993. Guía Académica. Plan 1991, sistema semestral. San Lorenzo. 29 p.

- Facultad de Ciencias Agrarias,Universidad Nacional de Asunción. 2000. Guía Académica. Plan 1997, sistema semestral. San Lorenzo. 77 p.
- Facultad de Ciencias Agrarias,Universidad Nacional de Asunción. 2009. Guía Académica. Plan 2006, sistema semestral. San Lorenzo. 94 p.
- Facultad de Ciencias Agrarias,Universidad Nacional de Asunción. 2015. Guía Académica. Plan 2013, sistema semestral. San Lorenzo. 113 p.
- Unión de Gremios de la Producción. 2015. Agricultura y desarrollo en Paraguay. Asunción, Paraguay. 109 p.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2013. In 68 Session United Nations General Assembly: World Soil Day and International Year of Soils. A/RES/68/232. Disponíble en: http://www.un.org/en/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/68/232&Lang=E. Consultado 23dic. 2017.
- IICA (Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas de la OEA). 1973. Situación y tendencias del sector agropecuario en Paraguay. 136 p.
- CONES. 2018a. Aprobación de Carreras y Programas - CONES. http://www.cones.gov.py/carreras-y-programas-aprobados/Consultado 02 feb. 2018.
- CONES. 2018b. Aprobación de Carreras y Programas – Consejo de Universidades. http://www.cones.gov.py/resoluciones-consejo-de-universidades/.Consultado 02 feb. 2018.

C7P16. PRODUCCIÓN DE SUSTRATOS ORGÁNICOS CON DESECHOS VEGETALES DE LA COMUNIDAD ESCOLAR PARA PRODUCCIÓN DE HIERBAS MEDICINALES

Silva, Gustavo L.; Furtado, Queila S; Silva, Larissa R.; Rodrigues, Renata A. y Coutinho, Éder.

Pergolato de Germinação, Área Química, Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia. Praça XX de setembro 455. Pelotas (RS). Brasil. ederc@pelotas.ifsul.edu.br

RESUMEN

Compostaje de residuos y subproductos de naturaleza orgánica disponible a nivel local es una alternativa para satisfacer la creciente demanda de fertilizantes y sustratos orgánicos. La poda de árboles y plantas de comedor y cafetería de los estudiantes son los materiales de fuente abundante en las escuelas y en las áreas circundantes que constituyen cada comunidad escolaren el Sur de Brasil. Este estudio tiene como objetivo desarrollar, aplicar y evaluar procesos tecnologías de compostaje de la mezcla de residuos vegetales de la cocina con aserrín y heces de caballos e ganado y verificar el rendimiento del compuesto obtenido en la producción de cultivares de insulina de hierba en sistema orgánica. En la segunda etapa se evaluará el rendimiento de los substratos obtenidos en pruebas de germinación de plántulas de rúcula, hierba hinojo, calabaza mini y Physalis peruviana L, en comparación con un sustrato comercial.Y, como último paso producir briquetas para el uso como suelo construido en pequeñas áreas después de actividades de edificaciones; teniendo cómo principio que trabajar con la biodiversidad del suelo es estímulo a acciones a la protección del mundo, mirando la búsqueda por el sector productivo de tecnologías a la implantación de sistemas de producción agrícola con enfoque ecológicos, que orientan al uso responsable de los recursos naturales (suelo, agua, fauna, flora, energía e minerales), y que según GILLER, 1996, las estimativas para la biodiversidad global están en el entorno de 5 a 80 millones de *sp*; estando la mayor parte de esta biodiversidad constituida por invertebrados, que por su vez, en su mayoría son artrópodos e mas precisamente insectos. Y la mayor parte de los insectos terrestres hacen parte de la comunidad del suelo en, por lo menos, una fase de su ciclo de vida. Así, que se aclara que es uno de los parámetros de este trabajo la biota del suelo cómo un indicador biológico, en que en las clases de tamaño microfauna (Invertebrados acuáticos que viven en la película de agua en el suelo, y cuyo tamaño es inferior a 0,2 mm), mesofauna (Se compone de una amplia gama de organismos, tales como ácaros y otros que varían en tamaño de 0,2 a 2,0 mm) e la macrofauna (representado por anélidos, milpiés, y otra, con un diámetro de cuerpo superior a 2 mm); se identifican en el suelo de las parcelas de este experimento, por técnica de triagem del Método FunilBerlese, la presencia de *Acarí, Auchenorryncha, Coleoptera, Díptera, Enchytraeídae, Entomobryomorpha, Formicidae, Larvas Coleoptera, larvas Díptera e Poduromorpha.*; y és oportuno evidenciar que en este proceso de aprovechamiento de residuos con la actividad microbiana hay grande relevo para el ciclo de nutrientes y la fertilidad del suelo la determinación de parámetros de presencia de metales, de los cuáles están listadas detecciones de Cd, PB, Zn, Fe, Mn, Ni, Cr, Co, Cu, Ca, K e Mg.

Palabras claves: compost, germinación, suelo construido